

PARTE I

Introdução

- 1 | A ecologia e como estudá-la 15
- 2 | A base evolutiva da ecologia 52

Capítulo 1



A ecologia e como estudá-la

CONTEÚDOS DO CAPÍTULO

- 1.1 Introdução
- 1.2 Escalas, diversidade e rigor
- 1.3 Ecologia na prática

CONCEITOS-CHAVE

Neste capítulo, você:

- aprenderá a definir ecologia e observará seu desenvolvimento tanto como ciência aplicada como básica
- reconhecerá o que os ecólogos procuram descrever e compreender e, com base na sua compreensão, prever, manejar e controlar
- observará que os fenômenos ecológicos ocorrem em uma variedade de escalas espaciais e temporais, e que os padrões podem ser evidentes apenas em escalas específicas
- reconhecerá que evidência e compreensão ecológicas podem ser obtidas mediante observação, experimentos de campo e laboratório, bem como por meio de modelos matemáticos
- compreenderá que a ecologia se alicerça na evidência de fatos científicos (e na aplicação da estatística)

Atualmente, a ecologia é um assunto sobre o qual quase todo mundo tem prestado atenção e a maioria das pessoas considera importante – mesmo quando elas não conhecem o significado exato do termo. Não pode haver dúvida de que ela é importante; mas isso a torna ainda mais crucial quando compreendemos o que ela é e como estudá-la.

1.1 Introdução

os primeiros ecólogos

A pergunta “O que é ecologia?” poderia ser formulada por “Como definimos ecologia?” e respondida pelo exame de várias definições que têm sido propostas, escolhendo-se uma delas como a melhor (Quadro 1.1). Todavia, ao mesmo tempo que definições proporcionam um direcionamento e são úteis para prepa-



1.1 MARCOS HISTÓRICOS

Definições de ecologia

A ecologia (originalmente em alemão: *Ökologie*) foi definida pela primeira vez em 1866 por Ernst Haeckel, um entusiasta e influente discípulo de Charles Darwin. Segundo ele, a ecologia era “a ciência capaz de compreender a relação do organismo com o seu ambiente”. O espírito dessa definição é muito claro em uma primeira discussão de subdisciplinas biológicas por Burdon-Sanderson (1893), em que ecologia é “a ciência que se ocupa das relações externas de plantas e animais entre si e com as condições passadas e presentes de suas existências”, por comparação com a fisiologia (relações internas) e a morfologia (estrutura). Para muitos, tais definições têm resistido ao teste do tempo. Assim, Ricklefs (1973), em seu livro-texto, define ecologia como “o estudo do ambiente natural, particularmente as relações entre organismos e suas adjacências”.

Nos anos seguintes a Haeckel, a ecologia vegetal e a ecologia animal começaram a ser tratadas separadamente. Em obras influentes, a ecologia foi definida como “aquelas relações de plantas, com seu entorno e entre elas, que dependem diretamente de diferenças de habitats entre plantas” (Tansley, 1904), ou como a ciência “principalmente

relacionada com o que pode ser chamado de sociologia e economia de *animais*, e não com a estrutura e outras adaptações que eles apresentam” (Elton, 1927). Contudo, há muito tempo botânicos e zoólogos concordam que têm um caminho comum e que suas diferenças precisam ser harmonizadas.

No entanto, existe algo vago sobre muitas definições de ecologia que parecem sugerir que ela consiste em todos aqueles aspectos da biologia que não são nem fisiologia nem morfologia. Por consequência, em busca de algo mais focado, Andrewartha (1961) definiu ecologia como “o estudo científico da distribuição e abundância de organismos”, e Krebs (1972) lamenta que o papel central das “relações” tenha sido perdido, modificando-o para “o estudo científico das interações que determinam a distribuição e abundância de organismos”, esclarecendo que a ecologia estava preocupada com questões como “onde os organismos são encontrados, quantos ocorrem em determinado local e por quê”. Assim, a ecologia pode ser mais bem definida como:

o estudo científico da distribuição e abundância de organismos e das interações que determinam a distribuição e abundância.

rá-lo para um exame, elas não são boas para captar a satisfação, o interesse ou a excitação da ecologia. É mais adequado substituir a pergunta simples por uma série de questões mais provocativas: “O que *fazem* os ecólogos?”, “Em que os ecólogos estão *interessados*?” e “Onde a ecologia emerge em primeiro lugar?”.

A ecologia pode reivindicar ser a ciência mais antiga. Se, como nossa definição preferida sustenta, “ecologia é o estudo científico da distribuição e abundância de organismos e das interações que determinam a distribuição e abundância” (Quadro 1.1), então os humanos mais primitivos devem ter sido ecólogos ecléticos – guiados pela necessidade de entender onde e quando seu alimento e seus inimigos (não humanos) estavam localizados – e os mais antigos agricultores, precisando ser cada vez mais sofisticados: tendo de saber manejar suas fontes de alimento vivas e domesticadas. Esses primeiros ecólogos foram, portanto, ecólogos *aplicados*, procurando entender a distribuição e abundância de organismos, a fim de aplicar aquele conhecimento para seu próprio benefício coletivo. Eles estavam interessados em muitos dos tipos de problemas nos quais os ecólogos aplicados ainda estão interessados: como maximizar a taxa em que o alimento é colhido de ambientes naturais e como isso pode ser feito repetidamente ao longo do tempo; como plantas e animais domesticados podem ser mais bem tratados ou estocados, de modo a maximizar as taxas de retorno; como os organismos que são fontes de alimento podem ser protegidos dos seus próprios inimigos naturais; como controlar as populações de patógenos e parasitos que vivem em nós.

A partir do último século, aproximadamente, à medida que os ecólogos tornaram-se conscientes o bastante para denominarem-se a si próprios, a ecologia tem abrangido de maneira consistente não apenas a ciência aplicada mas também a fundamental e “pura”. A.G. Tansley foi um dos fundadores da ecologia. Ele estava interessado em compreender os processos responsáveis pela determinação da estrutura e composição de diferentes comunidades vegetais. Quando, em 1904, escreveu da Inglaterra sobre “Os problemas da ecologia”, ele estava preocupado com a forte tendência que ela apresentava a permanecer no estágio descritivo e não sistemático (i.e., acumulando descrições de comunidades sem saber se elas eram típicas, temporárias ou seja lá o que fosse), também raramente realizando uma análise experimental ou planejada de modo sistemático ou o que pudéssemos chamar de “científico”.

Suas preocupações foram acolhidas nos EUA por outro fundador da ecologia, F. E. Clements, que em 1905 lamentou-se em seu *Métodos de Pesquisa em Ecologia*:

A ruína do desenvolvimento recente popularmente conhecido como ecologia tem sido um sentimento muito difundido de que qualquer um pode realizar trabalho ecológico, independente de preparação. Não existe nada... mais errado do que este sentimento.

Por outro lado, a necessidade de a ecologia aplicada basear-se em sua contrapartida pura foi clara na introdução da *Ecologia Animal* de Charles Elton (1927) (Figura 1.1):

A ecologia está fadada a um grande futuro... Nos trópicos, o entomologista ou micologista ou controlador de ervas daninhas só desempenhará corretamente suas funções, se ele for primeiro e antes de tudo um ecólogo.

uma ciência pura
e aplicada

Figura 1.1

Um dos grandes fundadores da ecologia: Charles Elton (1900-1991). *Ecologia Animal* (1927) foi seu primeiro livro, porém *A Ecologia das Invasões por Animais e Plantas* (1958) foi igualmente influente.



Com o passar dos anos, a coexistência dessas linhas puras e aplicadas tem sido mantida e construída. Muitas áreas aplicadas têm contribuído para o desenvolvimento da ecologia e tem seu próprio desenvolvimento estimulado por ideias e abordagens ecológicas. Todos os aspectos da colheita, produção e proteção de alimentos e fibras têm sido envolvidos: ecofisiologia vegetal, conservação do solo, silvicultura, composição e manejo de campos, estocagem de alimento, atividades pesqueiras e controle de pragas e patógenos. Cada uma dessas áreas clássicas ainda está na vanguarda de partes da ecologia de qualidade e são ligadas por outras. O controle biológico de pragas (o controle de pragas mediante o emprego de seus inimigos naturais) tem uma história que remonta pelo menos à China antiga, mas houve um ressurgimento de interesse ecológico quando a insuficiência de pesticidas químicos começou a se tornar amplamente visível na década de 1950. A preocupação com a ecologia da poluição começou a crescer mais ou menos nessa época e se expandiu nas décadas de 1980 e 1990, a partir de problemas locais para temas globais. As últimas décadas do milênio também têm mostrado expansão no interesse público e engajamento ecológico na conservação de espécies ameaçadas e da biodiversidade de áreas amplas, no controle de doenças em humanos e em muitas outras espécies, bem como nas consequências potenciais de alterações profundas no ambiente global.

questões não respondidas

Ainda hoje, muitos problemas fundamentais da ecologia continuam não resolvidos. Até que ponto a competição por alimento determina que espécies podem coexistir em um hábitat? Que papel a doença desempenha na dinâmica de populações? Por que existem mais espécies nos trópicos do que nos polos? Qual é a relação entre produtividade do solo e estrutura da comunidade vegetal? Por que algumas espécies são mais vulneráveis à extinção do que outras? E assim por diante. Naturalmente, questões não resolvidas – se elas forem questões *focalizadas* – são um sintoma da saúde e não da debilidade de qualquer ciência. Porém, a

ecologia não é uma ciência fácil. Ela possui sutileza e complexidade particulares, em parte porque distingue-se por ser peculiarmente defrontada com “singularidades”: milhões de espécies diferentes, incontáveis bilhões de indivíduos geneticamente distintos, todos vivos e interagindo em um mundo variado e sempre em transformação. A beleza da ecologia é que ela nos desafia a desenvolver a compreensão de problemas muito básicos e aparentes de um modo que aceita a singularidade e complexidade de todos os aspectos da natureza, mas busca padrões e previsões dentro dessa complexidade, em vez de ser submetida a ela.

Resumindo essa visão geral histórica, fica claro que os ecólogos tentam executar várias ações diferentes. Primeiramente e antes de tudo, a ecologia é uma ciência, e os ecólogos procuram, portanto, *explicar* e *compreender*. Existem duas classes de explicação em biologia: “imediate” e “final”. Por exemplo, a distribuição e a abundância atuais de uma determinada espécie de ave podem ser “explicadas” pelo ambiente físico que ela tolera, o alimento que ela consome e os parasitos e predadores que a atacam. Essa é uma explicação *imediate* – uma explicação em função do que está acontecendo “aqui e agora”. Entretanto, podemos também perguntar como essa espécie de ave adquiriu essas propriedades que agora parecem governar sua vida. Essa questão deve ser respondida por uma explicação em termos evolutivos; a explicação *final* da distribuição e abundância atuais dessa ave baseia-se nas experiências ecológicas de seus ancestrais (ver Capítulo 2).

A fim de compreender algo naturalmente, devemos em primeiro lugar ter uma descrição do que desejamos entender. Portanto, os ecólogos precisam descrever antes de explicar. Por outro lado, as descrições mais valiosas são aquelas realizadas com um problema particular ou “necessidade de compreensão” em mente. Descrição indireta, feita meramente para seu próprio interesse, em geral é encontrada depois de ter selecionado as coisas erradas e tem pouco emprego em ecologia – ou em qualquer outra ciência.

Os ecólogos muitas vezes tentam prever o que acontecerá com uma população de organismos sob um conjunto particular de circunstâncias e, baseados nessas previsões, procuram controlá-los ou explorá-los. Procuramos minimizar os efeitos de pragas de gafanhotos prevendo quando eles provavelmente ocorrerão e agindo de acordo com isso. Tentamos explorar mais efetivamente as plantas de lavoura prevendo quando as condições serão mais favoráveis para a cultura e desfavoráveis para os seus inimigos. Procuramos preservar espécies raras prevendo uma política de conservação que nos habilitará a agir dessa forma. Algumas previsões ou medidas de controle podem ser feitas sem profunda explicação ou compreensão: não é difícil prever que a destruição de um bosque eliminará as aves do bosque. No entanto, previsões por discernimento, previsões precisas e previsões do que acontecerá em circunstâncias incomuns podem ser feitas apenas quando podemos também explicar e compreender o que está ocorrendo. Portanto, este livro trata de:

- como a compreensão ecológica é alcançada;
- o que compreendemos (mas também o que não compreendemos);
- como a compreensão pode nos ajudar a prever, manejar e controlar.

entendimento,
descrição, previsão e
controle

1.2 Escalas, diversidade e rigor

O restante deste capítulo diz respeito aos dois “como” citados anteriormente: como a compreensão é alcançada e como ela pode nos ajudar a prever, manejar e controlar. Ilustramos então três pontos fundamentais sobre a execução de projetos de ecologia, examinando, sempre que possível, os exemplos apresentados (ver Seção 1.3). Todavia, primeiro desenvolvemos três pontos, a saber:

- os fenômenos ecológicos ocorrem em uma variedade de escalas;
- a evidência ecológica provém de uma variedade de fontes diferentes;
- a ecologia conta com a evidência verdadeiramente científica e a aplicação da estatística.

1.2.1 Questões de escala

A ecologia atua em uma amplitude de escalas: escalas temporais, escalas espaciais e escalas “biológicas”. É importante avaliar a amplitude dessas escalas e como elas se relacionam entre si.

a escala “biológica”

Frequentemente, ao mundo vivo é referida uma hierarquia biológica, que começa com partículas subcelulares e continua com células, tecidos e órgãos. A ecologia ocupa-se, então, com os três níveis a seguir:

- *organismos individuais*;
- *populações* (consistindo em indivíduos da mesma espécie);
- *comunidades* (consistindo em um maior ou menor número de populações).

No nível de organismo, a ecologia procura saber como os indivíduos são afetados pelo seu ambiente (e como eles o afetam). No nível de população, a ecologia ocupa-se da presença ou ausência de espécies determinadas, da sua abundância ou raridade e das tendências e flutuações em seus números. A ecologia de comunidades trata, então, da composição ou estrutura de comunidades ecológicas.

Podemos também focalizar as rotas de movimento seguidas pela energia e pela matéria através de elementos vivos e não vivos de uma quarta categoria de organização:

- *ecossistemas* (compreendendo a comunidade junto com seu ambiente físico).

Com esse nível de organização em mente, Likens (1992) estende nossa definição de ecologia (Quadro 1.1), incluindo “as interações entre organismos, bem como a transformação e fluxo de energia e matéria”. Entretanto, na nossa definição colocamos as transformações de energia/matéria como subordinadas às “interações”.

uma gama de escalas espaciais

No mundo vivo, não há área tão pequena nem tão grande que não contenha uma ecologia. Mesmo a imprensa popular fala cada vez mais a respeito do “ecossistema global”, e não há dúvida de que vários problemas ecológicos podem ser examinados apenas nesta escala bem ampla. Esses problemas abrangem as relações entre correntes oceânicas e atividades pesqueiras ou entre padrões climáticos e distribuição de desertos e de florestas pluviais tropicais

ou entre elevação de dióxido de carbono na atmosfera (da queima de combustíveis fósseis) e mudança climática global.

No extremo oposto, uma célula individual pode ser o estágio em que duas populações de patógenos competem pelos recursos que ela fornece. Em uma escala espacial ligeiramente maior, um intestino de cupim é o habitat de bactérias, protozoários e outras espécies (Figura 1.2) – uma comunidade cuja diversidade pode razoavelmente ser comparada com a de uma floresta pluvial tropical, em termos de riqueza de organismos vivos, de variedade de interações em que eles tomam parte, sem contar um grande número de espécies de muitos participantes que permanecem sem identificação. Entre esses extremos, ecólogos diferentes ou os mesmos ecólogos em tempos diferentes podem examinar os habitantes de pequenos orifícios de árvores, dos corpos d'água temporários das savanas ou dos grandes lagos e oceanos; outros podem estudar a diversidade de pulgas sobre diferentes espécies de aves, a diversidade de aves em fragmentos florestais de tamanhos diversos ou a diversidade de matas em altitudes diferentes.

Em alguma extensão relacionada a essa amplitude de escalas espaciais e aos níveis na hierarquia biológica, os ecólogos também trabalham em uma variedade de escalas temporais. A "sucessão ecológica" – a colonização sucessiva e contínua de um local por certas populações de espécies, acompanhada da extinção de outras – pode ser estudada por um período compreendido entre o depósito até a decomposição de um monte de esterco de ovelha (uma questão de semanas) ou a partir da mudança do clima no final da última glaciação até os dias atuais e seguindo adiante (em torno de 14.000 anos). A migração pode ser estudada em borboletas por um período de dias ou em árvores que ainda estão migrando (lentamente) para áreas degeladas após o último período glacial.

Embora não haja dúvida de que as escalas temporais "apropriadas" variam, também é verdade que muitos estudos ecológicos não são tão longos quanto poderiam ser. Estudos mais longos custam mais e exigem maior de-

uma gama de escalas temporais

a necessidade de estudos de longa duração

ADAPTADA DE BREZNAK, 1975

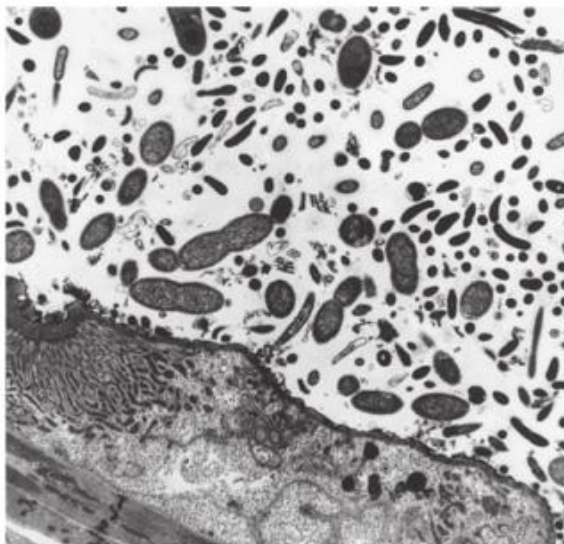


Figura 1.2

A comunidade variada de um intestino de cupim. Os cupins podem decompor a lignina e a celulose da madeira, devido às suas relações mutualísticas (ver Seção 8.4.4) com uma diversidade de micróbios que vivem em seus tratos digestórios.

dicação e energia. Uma comunidade científica impaciente e a exigência de evidência concreta de atividade para progressão na carreira pressionam os ecólogos, e todos os cientistas, a publicar o seu trabalho mais cedo. Por que os estudos de longa duração têm potencialmente tanto valor? A redução, em poucos anos, nos números de uma determinada espécie de planta ou de ave ou de borboleta poderia ser motivo de preocupação com a sua conservação – mas pode haver necessidade de uma ou mais décadas de estudo para assegurar que o declínio nada mais é do que uma expressão das subidas e descidas aleatórias da dinâmica populacional “normal”. De maneira semelhante, uma elevação de 2 anos na abundância de um roedor selvagem seguida por uma queda de 2 anos pode ser parte de um “ciclo” regular de abundância, necessitando de uma explicação. Porém os ecólogos não poderão ter certeza, até que talvez 20 anos de estudo permitam a eles registrar quatro ou cinco repetições de tal ciclo.

Isso não significa que todos os estudos ecológicos necessitam durar 20 anos, nem que estão sujeitos a responder a mudanças momentâneas, mas enfatiza o grande valor para a ecologia de um pequeno número de investigações de longa duração que foram realizadas ou estão em andamento.

1.2.2 A diversidade da evidência ecológica

A evidência ecológica provém de diferentes fontes. Essencialmente, os ecólogos estão interessados em organismos nos seus ambientes naturais (embora, para muitos organismos, o ambiente “natural” agora tenha sido construído pelo homem). Entretanto, o avanço seria impossível se os estudos ecológicos fossem limitados a tais ambientes naturais. E mesmo em habitats naturais, ações não naturais (manipulações experimentais) são frequentemente necessárias na busca da evidência segura.

observações e
experimentos a
campo

Muitos estudos ecológicos envolvem *observação* e monitoramento cuidadosos das mudanças na abundância de uma ou mais espécies em seu ambiente natural, no tempo ou no espaço, ou em ambos. Desse modo, os ecólogos podem estabelecer padrões; por exemplo, que o galo-selvagem-vermelho (ave caçada por “esporte”) exhibe ciclos regulares de abundância, com picos a cada 4 ou 5 anos, ou que a vegetação pode ser mapeada em uma série de zonas quando nos movemos através de uma paisagem de dunas arenosas. Todavia, os cientistas não param nesse ponto – os padrões requerem explicação. A análise cuidadosa dos dados descritivos pode sugerir alguma explicação plausível. No entanto, o estabelecimento das causas dos padrões pode requerer *experimentos de manipulação em campo*: livrar o galo-selvagem-vermelho de vermes intestinais, sugeridos como responsáveis pelos ciclos, e verificar se os ciclos persistem (ou não: Hudson et al., 1998), ou tratar áreas experimentais de dunas arenosas com fertilizante, para verificar se o padrão de alteração da vegetação reflete um padrão de alteração da produtividade do solo.

experimentos
laboratoriais

Talvez menos obviamente, os ecólogos também muitas vezes precisam voltar-se para sistemas laboratoriais e até mesmo para modelos matemáticos. Esses têm desempenhado um papel decisivo no desenvolvimento da ecologia e certamente continuarão sendo importantes. Os experimentos de

campo são inevitavelmente dispendiosos e de difícil execução. Além disso, mesmo se tempo e custo não forem problemas, os sistemas naturais de campo podem simplesmente ser tão complexos que não nos permitam extrair as consequências de muitos processos que podem estar atuando. Os vermes intestinais são realmente capazes de ter um efeito sobre a reprodução ou mortalidade de um galo-selvagem-vermelho? Quais das muitas espécies vegetais de dunas arenosas são sensíveis a alterações nos níveis de produtividade do solo e quais são relativamente insensíveis? Os *experimentos laboratoriais controlados* em geral são o melhor caminho para fornecer respostas a tais questões específicas, que podem ser partes-chave de qualquer explicação geral da situação complexa no campo.

Por certo, a complexidade de comunidades ecológicas naturais pode simplesmente tornar inadequado para um ecólogo o aprofundamento na busca da compreensão. Podemos querer explicar a estrutura e a dinâmica de uma determinada comunidade de 20 espécies de animais e plantas, com diferentes competidores, predadores, parasitos e assim por diante (em termos relativos, uma comunidade de notável simplicidade). Contudo, não alimentamos a esperança de trabalhar nessas condições, a menos que já tenhamos alguma compreensão básica de comunidades até mais simples com uma espécie de predador e uma espécie de presa; ou dois competidores; ou (especialmente ambicioso) dois competidores que apresentam um predador comum. Por isso, para nossa própria conveniência, geralmente é mais apropriado construir *sistemas laboratoriais simples*, que podem atuar como pontos de referência na busca de compreensão.

Além disso, é só você perguntar a qualquer um que tenha tentado cultivar ovos de lagarta, ou manter mudas de uma linhagem de arbustos até a sua maturidade, para descobrir que mesmo as comunidades ecológicas mais simples podem não ser mantidas facilmente ou protegidas de patógenos, predadores ou competidores indesejáveis. Nem é necessariamente possível construir exatamente aquela determinada comunidade, simples e artificial que interessa a você; nem sujeitá-la às exatas condições ou perturbação que interessam. Por esse motivo, em diversos casos há muito a ser obtido a partir da análise de *modelos matemáticos* de comunidades ecológicas, construídos e manipulados de acordo com o que o ecólogo tem em mente.

Por outro lado, embora um objetivo importante da ciência seja simplificar e, desse modo, facilitar a compreensão da complexidade do mundo real, em última análise é no mundo real que estamos interessados. O valor de modelos e experimentos laboratoriais simples deve sempre ser julgado em termos da luz que lançam sobre o funcionamento de sistemas mais naturais. Eles são um meio para atingir um fim – nunca um fim em si mesmo. Como todos os cientistas, os ecólogos necessitam “buscar simplicidade, mas desconfiar dela” (Whitehead, 1953).

1.2.3 Estatística e rigor científico

Para qualquer cientista, ofender-se com alguma frase ou provérbio popular é aceitar a acusação de falta de humor. Entretanto, é difícil permanecer calmo

sistemas laboratoriais
simples...

... e modelos
matemáticos

quando frases como “Existem mentiras, malditas mentiras e estatística” ou “Você pode provar qualquer coisa com estatística” são usadas por aqueles que não conhecem nada melhor, a fim de justificar porque continuam acreditando no que desejam acreditar, por mais que seja evidenciado o contrário. Não há dúvida de que, por vezes, a estatística é empregada *incorretamente* para tirar conclusões duvidosas de conjuntos de dados que de fato sugerem algo completamente diferente ou talvez nada. Porém, esses não são motivos para desmerecer a estatística de uma maneira geral – mas para se assegurar que as pessoas sejam educadas no mínimo, quanto aos princípios da evidência científica e sua análise estatística, de tal forma a protegê-las daqueles que podem desejar manipular suas opiniões.

ecologia: uma busca por conclusões nas quais podemos confiar

De fato, não só não é verdade que você pode provar tudo com estatística, como o contrário é verdadeiro: você não pode *provar* tudo com estatística – a estatística não se propõe a isso. A análise estatística é, contudo, essencial para agregar um nível de confiança às conclusões que possamos querer extrair; a ecologia, como todas as ciências, é uma busca não de afirmações “provadas como verdadeiras”, mas de conclusões em que podemos confiar.

Na verdade, o que distingue a ciência de outras atividades – o que torna a ciência “rigorosa” – é que ela baseia-se não em afirmações, que são simplesmente asserções, mas (i) em conclusões resultantes de investigações (como temos visto, de uma ampla variedade de tipos) realizadas com o propósito expresso de extrair aquelas conclusões, e (ii), até mais importante, em conclusões às quais pode estar vinculado um nível de confiança, medido em uma escala reconhecida. Esses pontos estão complementados nos Quadros 1.2 e 1.3.

ecólogos devem pensar além

As análises estatísticas são executadas após a coleta dos dados, auxiliando na sua interpretação. No entanto, não existe ciência realmente de qualidade sem previsão. Os ecólogos, como todos os cientistas, precisam saber o que estão fazendo e por que estão fazendo isto *enquanto* estão fazendo. Isso é completamente óbvio em um nível geral; ninguém espera ecólogos fazendo do seu trabalho algum tipo de deslumbramento. Contudo, talvez não seja tão óbvio que os ecólogos deveriam saber como estão analisando seus dados, estatisticamente, não somente após os terem coletado nem enquanto estão coletando, mas mesmo antes de começar a coletá-los. Os ecólogos devem planejar, para ter segurança de que coletaram o tipo correto e a quantidade suficiente de dados, a fim de direcionar as questões que esperam resolver.

a ecologia se baseia em amostras representativas

Os ecólogos tipicamente procuram tirar conclusões globais a respeito de grupos de organismos: qual é a taxa de natalidade dos ursos do Parque Yellowstone? Qual é a densidade de ervas daninhas em uma lavoura de trigo? Qual é a taxa de absorção de nitrogênio de árvores jovens em um viveiro? Procedendo desse modo, só muito raramente podemos examinar todos os indivíduos de um grupo ou toda a área a ser amostrada; por isso, devemos confiar no que esperamos que sejam amostras *representativas* do grupo ou habitat como um todo. Na verdade, mesmo se examinamos um grupo na sua totalidade (podemos examinar todos os peixes de um pequeno lago, digamos), estamos provavelmente buscando tirar conclusões gerais dele: podemos esperar que o peixe no “nosso” pequeno lago possa nos revelar algo sobre peixes daquela espécie em pequenos lagos daquele tipo de modo geral. Resumindo,



1.2 ASPECTOS QUANTITATIVOS

Interpretando probabilidades

Valores de P

Ao final de um teste estatístico, o termo mais frequentemente utilizado para medir a força das conclusões extraídas é um valor de P ou nível de probabilidade. É importante compreender o que são os valores P . Suponha que estamos interessados em confirmar se abundâncias altas de um inseto-praga no verão estão associadas a temperaturas altas na primavera anterior; suponha que os dados que temos para avaliar essa questão consistem em abundâncias de insetos de verão e temperaturas médias de primavera para um determinado número de anos. Podemos razoavelmente esperar que a análise estatística de nossos dados permita concluir, com um grau de confiança estabelecido, que há uma associação ou que não existem motivos para acreditar em uma associação (Figura 1.3).

Hipótese nula

Para a realização de um teste estatístico, precisamos primeiro de uma hipótese nula, que simplesmente indica a inexistência de associação, ou seja, nenhuma associação entre abundância de insetos e temperatura. O teste estatístico gera, então, uma probabilidade (um valor de P), que permite saber, a partir de um conjunto de dados como o nosso, se a hipótese nula está correta.

Suponha que os dados fossem como os da Figura 1.3a. A probabilidade gerada por um teste de associação aplicado sobre esses dados é $P = 0,5$ (equivalente a 50%). Isso significa que, se a hipótese nula estiver realmente correta (nenhuma associação), 50% de estudos como o nosso geraria tal conjunto de dados ou, até mesmo, mais distante da hipótese nula. Desse modo, se não houver associação, nada seria notável nesse conjunto de dados e não teríamos confiança em afirmar que houve uma associação.

Suponha, contudo, que os dados fossem como aqueles da Figura 1.3b, na qual o valor de P gerado é $P = 0,001$ (0,1%). Isso significaria que tal conjunto de dados pode ser esperado apenas em 0,1% de estudos similares se realmente não houver associação. Em outras palavras, de certo modo muito improvável ocorreu ou houve uma associação entre abundância de insetos e temperatura de primavera. Assim, já que por definição não esperamos eventos altamente improváveis, podemos ter um alto grau de confiança na afirmação de que houve uma associação entre abundância e temperatura.

Teste de significância

Ainda assim, 50% e 0,01% facilitam as coisas para nós. Onde, entre os dois, devemos fixar o limite? Não existe uma resposta objetiva para isso e, desse modo, cientistas e estatísticos convencionaram um teste de significância, segundo o qual, se P é menor do que 0,05 (5%), escrito $P < 0,05$ (p. ex., Figura 1.3d), então os resultados são descritos como estatisticamente significativos e a confiança pode ser colocada no efeito que está sendo examinado (no nosso caso, a associação entre abundância e temperatura). Por outro lado, se $P > 0,05$, não há base estatística para pretender que o efeito exista (p. ex., Figura 1.3c). Uma elaboração posterior da convenção frequentemente descreve os resultados com $P < 0,01$ como "altamente significativo".

Resultados "insignificantes"?

Naturalmente, alguns efeitos são fortes (por exemplo, existe uma sólida associação entre a massa corporal da população e sua altura) e outros são fracos (a associação entre a massa corporal da população e o risco de doença cardíaca é real mas fraca, uma vez



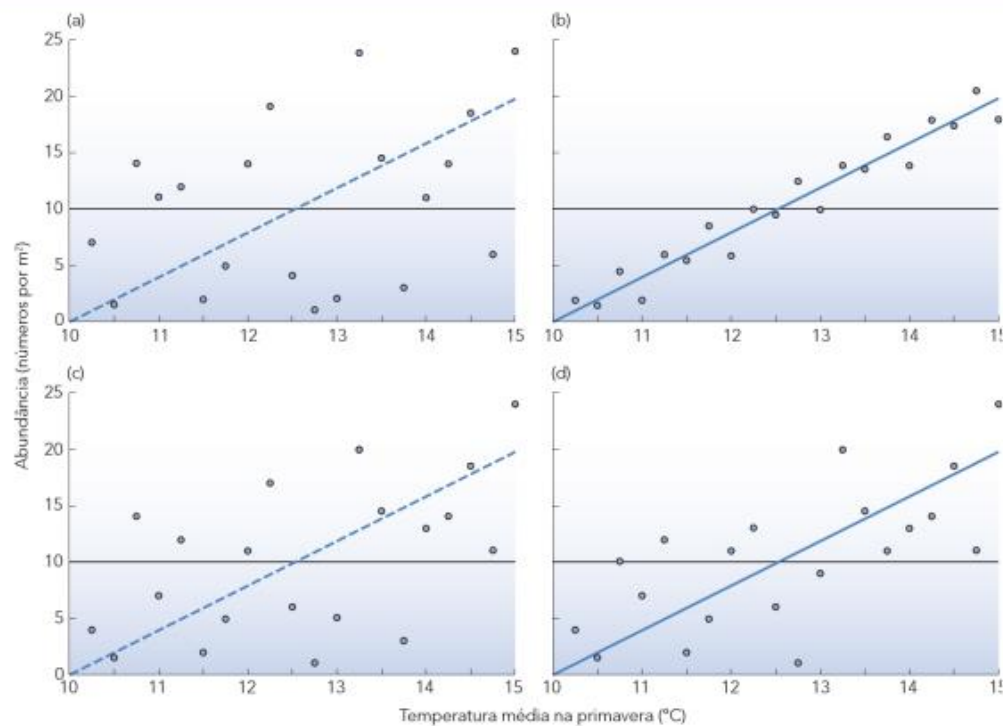


Figura 1.3

Os resultados de quatro estudos hipotéticos sobre a relação entre a abundância de um inseto-praga no verão e a temperatura média na primavera precedente. Em cada caso, os pontos são dados de fato coletados. As linhas horizontais representam a hipótese nula – de que não existe associação entre abundância e temperatura e, assim, a melhor estimativa de abundância esperada de insetos, independentemente da temperatura da primavera, é a abundância média de insetos em geral. A linha oblíqua é a linha de melhor ajuste aos dados, que em cada caso oferece alguma sugestão de que a abundância cresce com a temperatura. Entretanto, se podemos ter confiança em concluir que a abundância cresce com a temperatura, depende, como está explicado no texto, dos testes estatísticos aplicados aos conjuntos de dados. (a) A sugestão de uma relação é fraca ($P = 0,5$). Não existem bons motivos para concluir que a relação verdadeira difere daquela suposta pela hipótese nula e não há motivos para concluir que a abundância está relacionada com a temperatura. (b) A relação é forte ($P = 0,001$) e podemos concluir com confiança que a abundância aumenta com a temperatura. (c) Os resultados são sugestivos ($P = 0,1$), mas a partir deles não é possível concluir com segurança que a abundância aumenta com a temperatura. (d) Os resultados não são muito diferentes dos de (c), mas são suficientemente fortes ($P = 0,04$, i.e., $P < 0,05$) para concluir com segurança que a abundância aumenta com a temperatura.

que a massa é apenas um de muitos fatores importantes). São necessários mais dados para dar suporte a um efeito fraco do que a um forte. Uma conclusão óbvia mas muito importante resulta disso: um valor de P , em um estudo ecológico, maior do que 0,05 (falta de significância estatística) pode significar um dos dois caminhos:

- 1 Realmente não existe efeito de importância ecológica.
- 2 Simplesmente, os dados não são suficientemente bons ou não são suficientes para sustentar o efeito, ainda que ele exista, possivelmente porque o efeito é real mas fraco; por isso, são necessários mais dados, mas eles não foram coletados.

Cotando valores de P

Além disso, aplicando a convenção, estrita e dogmática, significa que, quando $P = 0,06$, a conclusão é “não foi estabelecido nenhum efeito”; quando $P = 0,04$, a conclusão é “existe um efeito significativo”. Apesar disso, é requerida muito pouca diferença nos dados, para mover um valor de P de 0,04 para 0,06. Por esse motivo, é muito melhor cotar valores de P exatos, especialmente quando eles excedem a 0,05, e considerar conclusões em termos de sombras de cinza, em vez de preto e branco, de “efeito comprovado” e “sem efeito”. Particularmente, valores de P próximos, mas não menores do que 0,05, sugerem que algo parece estar ocorrendo; eles indicam, mais do que qualquer outra coisa, que é necessário

coletar mais dados a fim de que nossa confiança nas conclusões possa ser estabelecida mais claramente.

Por todo este livro, são descritos estudos de um amplo espectro de tipos, e seus resultados, frequentemente, têm valores de P agregados a eles. Naturalmente, como este é um livro-texto, os estudos foram selecionados porque seus resultados são significativos. Contudo, é importante ter em mente que afirmações repetidas $P < 0,05$ e $P < 0,01$ significam que estes são estudos onde (i) foram coletados dados suficientes para estabelecer uma conclusão na qual podemos confiar, (ii) que a confiança foi estabelecida por meios acordados (teste estatístico) e (iii) que a confiança é medida em uma escala acordada e interpretável.



1.3 ASPECTOS QUANTITATIVOS

Agregando confiança aos resultados

Erros-padrão e intervalos de confiança

Na sequência do Quadro 1.2, uma outra maneira de avaliar a significância de resultados, e a confiança neles, é por meio da referência aos erros-padrão. Mais uma vez simplesmente determinados, os testes estatísticos com frequência permitem que os erros-padrão sejam agregados aos valores médios calculados de um conjunto de observações ou às inclinações de linhas como as da Figura 1.3. Tais valores médios ou inclinações, na melhor das hipóteses, sempre podem ser apenas estimativas do “verdadeiro” valor médio ou verdadeira inclinação, pois são calculados a partir de dados que representam apenas uma amostra de todos os itens imagináveis de dados que podem ser coletados. O erro-padrão, então, estabelece uma faixa ao redor da média estimada (ou inclinação, etc.), dentro da qual pode ser esperada a ocorrência da verdadeira média, com uma probabilidade determinada. Particularmente, existe uma probabilidade de

95% de que a verdadeira média situe-se dentro de aproximadamente dois erros-padrão (2 EP) da média estimada; isto é chamado de *intervalo de confiança de 95%*.

Em consequência, quando temos dois conjuntos de observações, cada um com seu próprio valor médio (por exemplo, o número de sementes produzidas por plantas de dois locais – Figura 1.4), os erros-padrão nos permitem avaliar se as médias são estatisticamente diferentes entre si. Grosso modo, se cada média é mais do que dois erros-padrão da outra média, então a diferença entre elas é estatisticamente significativa com $P < 0,05$. Desse modo, do estudo ilustrado na Figura 1.4a, não seria seguro concluir que as plantas dos dois locais diferiram na produção de sementes. No entanto, para o estudo similar ilustrado na Figura 1.4b, as médias são aproximadamente as mesmas encontradas no primeiro estudo, assim como a separação entre elas, mas os erros-

-padrão são menores. Consequentemente, a diferença entre as médias é significativa ($P < 0,05$) e podemos concluir com confiança que as plantas dos dois locais diferiram.

Quando os erros-padrão são pequenos?

Observe que os erros-padrão grandes no primeiro estudo e, por consequência, a falta

de significância estatística pode ser devido aos dados que, por alguma razão, foram mais variáveis; mas eles podem também ter sido devidos a uma amostra menor no primeiro estudo do que no segundo. Os erros-padrão são menores e é mais fácil obter significância estatística tanto quando os dados são mais consistentes (menos variáveis) quanto quando existem mais dados.

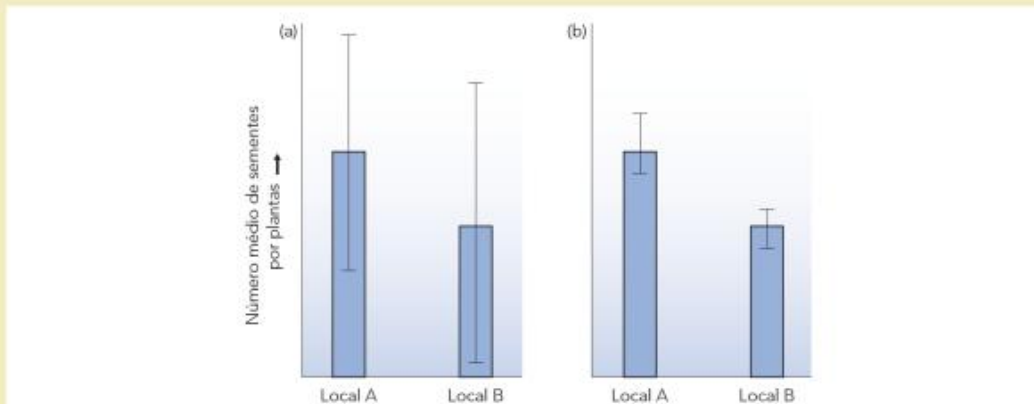


Figura 1.4

Resultados de dois estudos hipotéticos, em que foi comparada a produção de sementes de plantas procedentes de dois locais diferentes. Em todos os casos, as alturas das barras representam a produção média de sementes da amostra de plantas examinadas e as linhas que atravessam as barras estendem um EP acima e abaixo delas. (a) Embora as médias sejam diferentes, os erros-padrão são relativamente grandes e não seria seguro concluir que a produção de sementes diferiu entre os locais ($P = 0,4$). (b) As diferenças entre as médias são muito similares àquelas em (a), mas os erros-padrão são muito menores e pode ser concluído com confiança que as plantas dos dois locais diferiram quanto à produção de sementes ($P < 0,05$).

a ecologia confia na obtenção de estimativas a partir de amostras representativas. Isso está desenvolvido no Quadro 1.4.

1.3 Ecologia na prática

Nas seções anteriores, estabelecemos, de maneira geral, como a compreensão ecológica pode ser obtida e como ela pode ser empregada para nos auxiliar a prever, manejar e controlar sistemas ecológicos. Entretanto, a prática de ecologia é mais fácil de ser dita do que de ser feita. Para descobrir os problemas reais enfrentados pelos ecólogos e como eles tentam resolvê-los, é melhor considerar, em um certo detalhe, alguns projetos reais de pesquisa. Ao ler sobre os problemas a seguir, você deve ter em mente como eles esclarecem nossos três pontos principais: (i) fenômenos ecológicos ocorrem em uma variedade de escalas; (ii) a evidência ecológica provém de uma variedade de



1.4 ASPECTOS QUANTITATIVOS

Estimativa: amostragem, acurácia e precisão

A discussão nos Quadros 1.2 e 1.3, a respeito de quando os erros-padrão serão pequenos ou grandes ou quando nossa confiança em conclusões será forte ou fraca, tem implicações não somente para a interpretação de dados após eles terem sido coletados. Ela transmite também uma mensagem sobre o planejamento da coleta de dados. Ao empreender um programa de amostragem para coleta de dados, o objetivo é satisfazer um número de critérios:

- 1 Que as estimativas sejam acuradas ou não tendenciosas: isto é, nem sistematicamente muito altas nem muito baixas, como resultado de alguma falha no programa.
- 2 Que as estimativas tenham limites de confiança tão estreitos (como precisos) quanto possíveis.
- 3 Que o tempo, dinheiro e esforço humano investidos no programa sejam empregados tão efetivamente quanto possível (porque eles são sempre limitados).

Acaso e amostragem estratificada ao acaso

Para compreender estes critérios, considere um outro exemplo hipotético. Suponha que estamos interessados na densidade de uma determinada erva daninha (p. ex., aveia selvagem) em uma lavoura de trigo. Para evitar tendenciosidade, é necessário garantir que cada parte da lavoura tenha chance igual de ser selecionada para amostragem. Por isso, as unidades amostrais devem ser selecionadas ao acaso. Podemos, por exemplo, dividir a lavoura em uma grade dimensionada, dispor ao acaso pontos sobre a grade e contar os indivíduos de aveia selvagem dentro de um raio de 50 cm do ponto selecionado na grade. Este método não tendencioso pode ser comparado com um plano para

amostrar apenas ervas daninhas localizadas entre fileiras de plantas de trigo, dando uma estimativa muito alta, ou localizadas nas fileiras, dando uma estimativa muito baixa (Figura 1.5a).

Lembre, no entanto, que amostras ao acaso não são tomadas como um fim em si mesmas, mas porque a casualidade é um meio de amostragem verdadeiramente representativo. Assim, unidades amostrais escolhidas ao acaso podem estar concentradas, por chance, em uma determinada parte da lavoura, que, desconhecida para nós, não é representativa da área como um todo. Por esse motivo, é muitas vezes preferível empreender a *amostragem estratificada ao acaso*, em que, neste caso, a lavoura é dividida em um número de partes de tamanhos iguais (estratos) e é tomada uma amostra ao acaso de cada uma. Dessa maneira, a cobertura de toda a lavoura é uniforme, sem o risco da tendenciosidade de selecionar locais particulares para amostragem.

Separando subgrupos e dirigindo esforço

Contudo, suponha agora, que a metade da lavoura tenha uma inclinação voltada para sudeste e a outra metade, uma inclinação voltada para sudoeste, e sabemos que aspecto (de que maneira a inclinação está voltada) afeta consideravelmente a densidade de ervas daninhas. A amostragem ao acaso (ou amostragem estratificada ao acaso) deve, ainda assim, fornecer uma estimativa não tendenciosa de densidade para toda a lavoura, mas para um determinado investimento em esforço o intervalo de confiança para a estimativa será desnecessariamente alto. Para ver por que, considere a Figura 1.5b. Os valores individuais de amostras caem em dois grupos, a uma distância substancial separada da escala de densidade: alta, da inclinação

sudoeste; baixa (na maior parte, zero), da inclinação sudeste. A densidade média estimada está junto à média verdadeira (ela é acurada), mas a variação entre amostras leva a um intervalo de confiança muito grande (ele não é muito preciso).

Se, no entanto, reconhecemos a diferença entre as duas inclinações e as tratamos separadamente desde o início, obtemos então médias para cada uma com intervalos de confiança muito menores. Além disso, se determinarmos a média daquelas e combinarmos seus intervalos de confiança para obter uma estimativa de toda a lavoura, o intervalo fica também muito menor do que anteriormente (Figura 1.5b).

Contudo, nosso esforço foi direcionado sensatamente, com números iguais de amostras da inclinação a sudoeste, onde existem lotes de ervas daninhas, e da inclinação a sudeste, onde virtualmente não há nenhum?

A resposta é não. Lembre que intervalos de confiança estreitos surgem da combinação de um grande número de pontos de dados e pequena variabilidade intrínseca (Quadro 1.3). Desse modo, se nossos esforços foram direcionados principalmente para amostrar a inclinação a sudoeste, o aumento da quantidade de dados teria diminuído visivelmente o intervalo de confiança (Figura 1.5c), enquanto a menor amostragem da inclinação a sudeste teria feito muito pouca diferença ao intervalo de confiança, devido à baixa variabilidade intrínseca. A direção cuidadosa de um programa de amostragem pode claramente aumentar a precisão total de um dado investimento em esforço. Além disso, programas de amostragem deveriam, quando possível, identificar subgrupos biologicamente distintos (machos e fêmeas, velhos e jovens, etc.) e tratá-los separadamente, mas amostrar ao acaso dentro dos subgrupos.

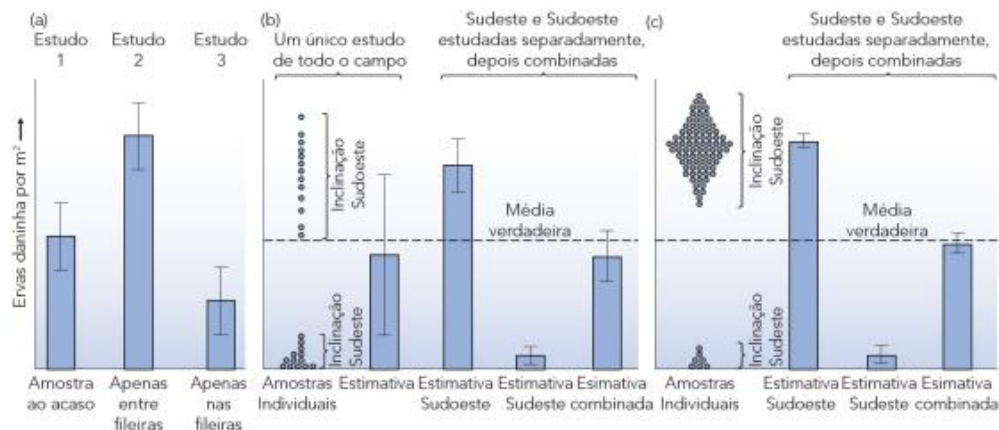


Figura 1.5

Resultados de programas hipotéticos para estimar a densidade de ervas daninhas em uma lavoura de trigo. (a) Os três estudos têm precisão igual (intervalos de confiança de 95%), mas apenas o primeiro (de uma amostra ao acaso) é acurado. (b) No primeiro estudo, amostras individuais de partes diferentes da lavoura (sudeste e sudoeste) caem em dois grupos (esquerda); assim, a estimativa, embora acurada, não é precisa (direita). No segundo estudo, as estimativas separadas para sudeste e sudoeste são acuradas e precisas – como é a estimativa para toda a lavoura, obtida pela combinação delas. (c) Continuando de (b), a maioria do esforço de amostragem é direcionada para sudoeste, reduzindo lá o intervalo de confiança, mas com efeito pequeno sobre o intervalo de confiança para sudeste. O intervalo global, por essa razão, é reduzido: a precisão foi melhorada.

fontes diferentes; e (iii) a ecologia confia na evidência verdadeiramente científica e na aplicação da estatística. Todos os outros capítulos deste livro contêm descrições de estudos similares, mas no contexto de um levantamento sistemático das forças motoras em ecologia (Capítulos 2-11) ou da aplicação desse conhecimento para resolver problemas aplicados (Capítulos 12-14). Por ora, nos satisfazemos em buscar uma apreciação de como quatro equipes de pesquisa têm desenvolvido suas atividades.

1.3.1 A truta marrom na Nova Zelândia: efeitos sobre indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas

É raro, em um estudo, abranger mais do que um ou dois dos quatro níveis da hierarquia biológica (indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas). Na maior parte do século XX, ecofisiologistas e ecólogos comportamentais (estudando indivíduos), estudiosos de dinâmica populacional, comunidades e ecossistemas tenderam a seguir caminhos separados, fazendo perguntas diferentes de maneiras distintas. Seja como for, não há dúvida de que, em última análise, nossa compreensão será aumentada consideravelmente quando os vínculos entre todos esses níveis se tornarem claros – um ponto que pode ser ilustrado pelo exame do impacto da introdução de um peixe exótico em riachos na Nova Zelândia.

Apreciadas pelo desafio que oferecem aos pescadores, as trutas marrons (*Salmo trutta*), transportadas da Europa, onde são nativas, para todo o mundo, foram introduzidas na Nova Zelândia em 1867, e populações autossustentáveis lá são encontradas em muitos riachos, rios e lagos. Até bem recentemente, poucas pessoas preocupavam-se com invertebrados e peixes nativos na Nova Zelândia, de modo que dispomos de pouca informação sobre alterações na ecologia de espécies nativas após a introdução da truta. Não obstante, a truta tem colonizado alguns riachos, mas não outros. Por isso, podemos aprender muito por comparação da ecologia atual de riachos contendo truta com aqueles ocupados por peixes nativos não migratórios do gênero *Galaxias* (Figura 1.6).



Figura 1.6

(a) Uma truta marrom e (b) um peixe *Galaxias* em um riacho da Nova Zelândia: o *Galaxias* nativo está se escondendo do predador introduzido?

o nível individual –
consequências do
comportamento
alimentar de
invertebrados

Ninfas de efemerópteros de espécies variadas comumente se alimentam de algas microscópicas que crescem em leitos de riachos da Nova Zelândia, mas existem algumas diferenças notáveis em seus ritmos de atividade, dependendo se elas estão em ambientes de *Galaxias* ou de truta. Em um experimento, ninfas coletadas de um ambiente de truta e colocadas em pequenos canais artificiais em laboratório foram menos ativas durante o dia do que à noite, enquanto aquelas coletadas de um riacho com *Galaxias* foram ativas de dia e à noite (Figura 1.7a). Em outro experimento, com outra espécie de efemerópteros, foram feitos registros de indivíduos visíveis à luz do dia sobre a superfície de seixos em canais artificiais colocados em um riacho real. Cada um desses tratamentos foi replicado três vezes – sem peixe nos canais, presença de truta e presença de *Galaxias*. A atividade diária foi significativamente reduzida na presença de qualquer uma das duas espécies de peixe – mas, de modo mais acentuado, quando a truta estava presente (Figura 1.7b).

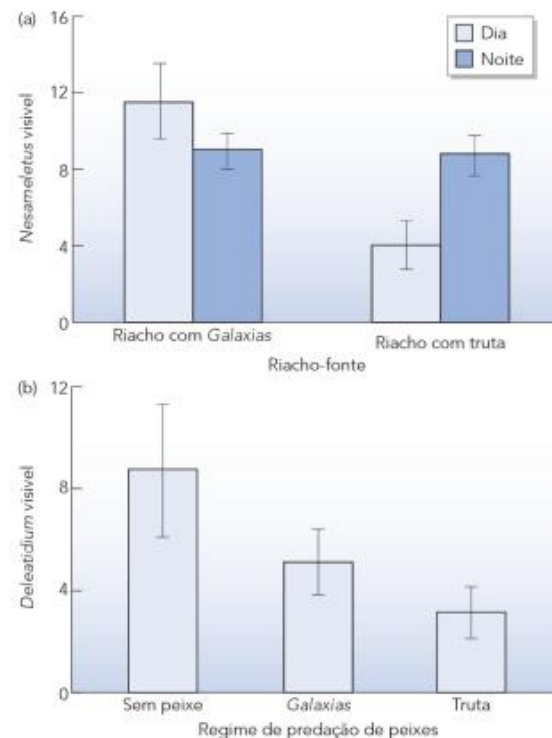
Essas diferenças no padrão de atividade refletem o fato de que a truta confia principalmente na visão para capturar a presa, enquanto *Galaxias* conta com estruturas mecânicas. Desse modo, os invertebrados em um riacho com truta correm muito mais risco de predação durante o período luminoso. Todas essas conclusões são mais consistentes porque elas derivam das condições controladas de um experimento de laboratório e das circunstâncias de um experimento de campo, mais realista, porém mais variável.

No Rio Taieri, na Nova Zelândia, foram selecionados 198 locais, de maneira estratificada, escolhendo-se ao acaso riachos de dimensões similares em cada um dos três tributários de cada uma das oito sub-bacias do rio. Foi to-

o nível da população –
a truta marrom e a
distribuição de peixes
nativos

Figura 1.7

(a) Número médio (\pm EP) de ninfas do efemeróptero *Nesameletus ornatus*, coletadas de um riacho com truta ou um riacho com *Galaxias*, que foram registradas com câmera de vídeo sobre a superfície do substrato em canais de corrente em laboratório, durante o dia e a noite (na ausência de peixes). (b) Número médio (\pm EP) de ninfas do efemeróptero *Deleatidium*, observadas sobre a superfície superior de seixos durante a noite, em canais (colocados em um riacho real) sem peixe, com truta ou com *Galaxias*. A presença de um peixe desestimula os efemerópteros de emergirem durante o dia, mas as trutas apresentam um efeito muito maior do que *Galaxias*. Em todos os casos, os desvios-padrão foram suficientemente pequenos para que as diferenças fossem estatisticamente significativas ($P < 0,05$).



(a) ADAPTADA DE MCINTOSH & TOWNSEND, 1994; (b) ADAPTADA DE MCINTOSH & TOWNSEND, 1996

mado o cuidado de não serem escolhidos locais de fácil acesso (próximos a rodovias ou pontes), para não haver influência nos resultados. Os locais foram classificados como: (i) sem peixe, (ii) contendo apenas *Galaxias*, (iii) contendo apenas truta e (iv) contendo *Galaxias* e truta. Em cada local, foram medidas algumas variáveis (profundidade do riacho, velocidade do fluxo, concentração de fósforo na água do riacho, percentagem do leito do riacho composto de seixos, etc.). Um procedimento estatístico, denominado análise discriminante múltipla, foi então utilizado para determinar que variáveis ambientais, ou se todas, distinguem um tipo de local do outro. As médias e os erros-padrão dessas variáveis ambientais estão apresentados na Tabela 1.1.

As trutas ocorreram quase invariavelmente abaixo de quedas d'água que eram suficientemente grandes para impedir sua migração a montante; elas ocorreram predominantemente em elevações baixas porque os locais sem quedas d'água a jusante tenderam a estar em elevação mais baixa. Os locais contendo *Galaxias* (ou sem peixe) situaram-se sempre a montante de uma ou várias quedas d'água grandes. Os poucos locais com truta e *Galaxias* situaram-se abaixo de quedas d'água, em elevações intermediárias e com leitos contendo seixos; a natureza instável dos leitos desses riachos pode ter promovido a coexistência (em densidades baixas) dessas duas espécies. Esse estudo descritivo em nível populacional, por isso, beneficia-se de um experimento "natural" (riachos contendo truta ou *Galaxias*) para determinar o efeito da introdução da truta. A razão mais provável para a limitação de populações de *Galaxias* em locais a montante de quedas d'água, que são inacessíveis à truta, é a predação direta do peixe nativo pela truta abaixo das quedas d'água (em um aquário de laboratório, foi registrado que uma única truta pequena consome 135 filhotes de *Galaxias* por dia).

Não é surpreendente que um predador exótico, tal como a truta, tenha efeitos diretos sobre a distribuição de *Galaxias* ou efemeróptero. No entanto, podemos indagar se essas mudanças têm consequências na comunidade, com efeito em cascata sobre outras espécies. Nas comunidades de riachos, relativamente pobres em espécies, no sul da Nova Zelândia, os vegetais estão repre-

a comunidade – truta marrom causa uma cascata de efeitos

Tabela 1.1

Médias e erros-padrão (entre parênteses) de variáveis discriminantes importantes para classes de assembléias de peixes em 198 locais do Rio Taieri. Em particular, compare as classes "somente *Galaxias*" e "somente truta marrom". *Galaxias* são encontradas se há grandes quedas d'água a jusante do sítio (e a elevações relativamente altas onde o leito do riacho apresenta uma representação intermediária de seixos). A truta marrom, por outro lado, geralmente ocorre onde não há quedas d'água a jusante (a elevações um pouco mais baixas e com composição de leito similar à da classe *Galaxias*).

TIPO DE SÍTIO	NÚMERO DE SÍTIOS	VARIÁVEIS		
		NÚMERO DE QUEDAS D'ÁGUA A JUSANTE	ELEVAÇÃO (M ACIMA DO NÍVEL DO MAR)	% DO LEITO COMPOSTO DE SEIXOS
Somente truta marrom	71	0,42 (0,05)	324 (28)	18,9 (2,1)
Somente <i>Galaxias</i>	64	12,3 (2,05)	567 (29)	22,1 (2,8)
Sem peixe	54	4,37 (0,64)	339 (31)	15,8 (2,3)
Truta + <i>Galaxias</i>	9	0,0 (0)	481 (53)	46,7 (8,5)

sentados principalmente por algas que crescem sobre os seus leitos. Estas são consumidas por diferentes larvas de insetos, que, por sua vez, são predados por invertebrados e peixes. Como vimos, tem havido substituição de *Galaxias* por truta em muitos desses riachos. Foi realizado um experimento envolvendo fluxo através de canais artificiais (vários metros de comprimento, com rede nas extremidades, para impedir a saída de peixes mas possibilitar a colonização natural por invertebrados) colocados em um riacho real, para determinar se a truta afeta a teia alimentar do riacho diferentemente de *Galaxias* que foi desalojada. Foram estabelecidos três tratamentos (sem peixe, presença de *Galaxias*, presença de truta; com densidades de ocorrência natural) em cada um dos vários blocos casualizados localizados em um trecho do riacho, sendo de mais de 50 m a distância entre os blocos. Foi permitida a colonização por algas e invertebrados durante 12 dias antes da introdução dos peixes. Após um período adicional de 12 dias, os invertebrados e as algas foram amostrados (Figura 1.8).

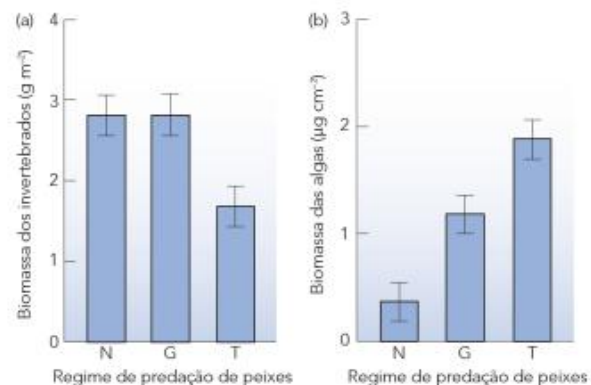
Foi evidente um efeito significativo da truta sobre a redução da biomassa de invertebrados ($P = 0,026$), mas a presença de *Galaxias* não reduziu a biomassa de invertebrados em relação ao controle sem peixe. A biomassa das algas, talvez não surpreendentemente, alcançou seus valores mais altos no tratamento com truta ($P = 0,02$). Fica evidente que a truta tem um efeito mais pronunciado do que *Galaxias* sobre os invertebrados herbívoros e, assim, sobre a biomassa das algas. O efeito indireto da truta sobre as algas ocorre parcialmente por meio da redução da densidade de invertebrados, mas também porque ela restringe o comportamento consumidor dos invertebrados que estão presentes (ver Figura 1.7b).

A sequência de estudos mostrada anteriormente forneceu o estímulo para uma investigação energética detalhada de dois tributários vizinhos do Rio Taieri (com condições físicas e químicas muito similares), sem serem ocupados por truta e outros peixes (devido a uma queda d'água a jusante) e contendo apenas *Galaxias*. A hipótese a ser examinada era que a taxa de energia radiante absorvida através da fotossíntese das algas seria mais alta no riacho com truta, pois nele haveria menos invertebrados e, desse modo, uma menor taxa de consumo de algas. Realmente, a produção "primária" líquida anual (a taxa de produção da planta, neste caso, biomassa das algas) foi seis vezes maior no riacho com truta do que no riacho com *Galaxias* (Figura 1.9).

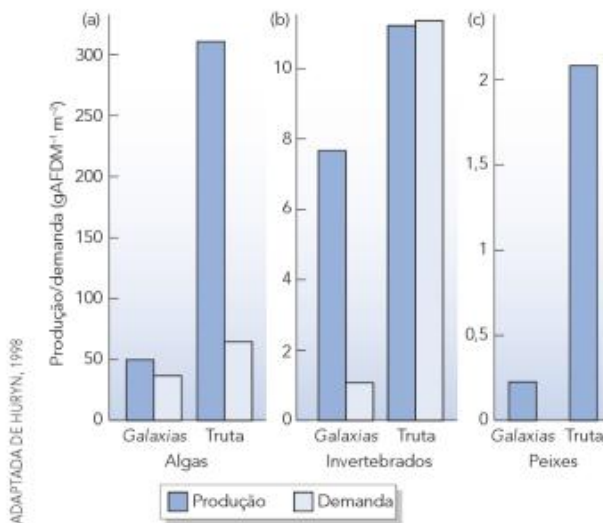
o ecossistema – a truta e o fluxo energético

Figura 1.8

(a) Biomassa total dos invertebrados e (b) biomassa das algas (clorofila *a*) (\pm EP) de um experimento realizado no verão em um pequeno riacho na Nova Zelândia. Em réplicas experimentais nas quais a truta está presente, invertebrados pastadores são mais raros e pastam menos; dessa forma, a biomassa das algas é mais elevada. G, *Galaxias* presente; N, sem peixe; T, truta presente.



ADAPTADA DE FLECKER & TOWNSEND, 1994

**Figura 1.9**

Estimativas anuais de “produção” de biomassa em um nível trófico e a “demanda” dessa biomassa (a quantidade consumida) no nível trófico seguinte, para: (a) produtores primários (algas), (b) invertebrados (que consomem algas) e (c) peixe (que consome invertebrados). As estimativas são para um riacho com truta e um riacho com *Galaxias*. No primeiro, a produção é mais alta em todos os níveis tróficos, porque a trutas consomem essencialmente toda a produção anual de invertebrados (b), os invertebrados consomem apenas 21% da produção primária (a). No riacho com *Galaxias*, esses peixes consomem apenas 18% da produção de invertebrados, “permitindo” aos invertebrados o consumo da maioria (75%) da produção primária anual.

Além disso, os consumidores primários (invertebrados que consomem algas) produziram biomassa nova no riacho com truta, numa taxa 1,5 vez maior do que no riacho com *Galaxias*, enquanto a própria truta produziu biomassa nova a uma taxa aproximadamente nove vezes maior do que a de *Galaxias* (Figura 1.9).

Desse modo, as algas, invertebrados e peixes são “mais produtivos” no riacho com truta do que no riacho com *Galaxias*; no entanto, *Galaxias* consome apenas cerca de 18% da produção de presa disponível a cada ano (comparado com o consumo virtual de 100% pela truta); enquanto isso, os invertebrados herbívoros consomem aproximadamente 75% da produção primária no riacho com *Galaxias* (comparado com apenas cerca de 21% no riacho com truta) (Figura 1.9). Assim, a hipótese inicial parece estar confirmada: é o forte controle dos invertebrados pela truta que libera algas para produzir e acumular biomassa a uma taxa alta.

Uma outra consequência para o ecossistema: no riacho com truta a produção primária mais alta está associada a uma taxa mais rápida de absorção, pelas algas, de nutrientes vegetais (nitrato, amônio e fosfato) de um curso d’água fluente (Simon et al., 2004).

Essa série de estudos, portanto, ilustra um pouco a variedade de caminhos que as investigações ecológicas podem seguir, bem como o espectro de níveis na hierarquia biológica que a ecologia abrange e o modo pelo qual os estudos em níveis diferentes podem servir de complemento uns para os outros. Ao mesmo tempo em que é necessário ter cautela ao se interpretar os resultados de um estudo sem réplica (apenas um riacho com truta e um riacho com *Galaxias* no “estudo sobre ecossistema”), a conclusão de que a cascata trófica é responsável pelos padrões observados em nível de ecossistema pode ser feita com alguma confiança, devido a uma variedade de outros estudos corroborativos conduzidos em níveis individual, populacional e de comunidade. Embora a truta marrom seja uma invasora exótica na Nova Zelândia e tenha causado efeitos de amplas consequências sobre a ecologia de ecossistemas nativos, ela é agora considerada uma parte valiosa da fauna, particularmente

por pescadores, e gera milhões de dólares para a nação. Muitos outros invasores têm causado dramáticos impactos econômicos negativos (Quadro 1.5).



1.5 **E**CONSIDERAÇÕES ATUAIS

Invasões e homogeneização da biota: isto é uma questão?

Uma análise recente concluiu que dezenas de milhares de espécies exóticas invasoras nos EUA causam perdas econômicas que totalizam 137 bilhões de dólares por ano (Pimentel et al., 2000). Na Tabela 1.2, esse total está subdividido em uma variedade de grupos taxonômicos.

Consideremos alguns invasores com consequências particularmente dramáticas. O cardo-estrelado amarelo (*Centaurea solstitialis*) hoje domina mais de 4 milhões de hectares na Califórnia, resultando na perda total de campo produtivo. Estima-se que os ratos prejudicam por ano, nos EUA, 19 bilhões de dólares de grãos estocados, assim como causam incêndios (roem fios elétricos), poluem gêneros alimentícios, propagam doenças e são predadores de espécies nativas. A carpa introduzida reduz a qualidade da água pelo aumento da turbidez, enquanto 44 espécies de peixes nativos são ameaçadas pelos invasores. A formiga-fogo-vermelho (*Solenopsis invicta*) mata aves domésticas, lagartos,

serpentes e aves que nidificam no solo; só no Texas, estima-se que os danos à pecuária bovina, à vida selvagem e à saúde pública cheguem a aproximadamente 300 milhões de dólares por ano, além de 200 milhões de dólares gastos no controle. O mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*), que chegou ao Lago St. Clair em Michigan em lastros de navios vindos da Europa, alcançou a maioria dos habitats aquáticos no leste dos EUA e a expectativa é de que se propague por todo o país nos próximos 20 anos. As grandes populações que se desenvolvem ameaçam moluscos nativos e outros animais, não somente pela redução de alimento e disponibilidade de oxigênio, mas também pelo abafamento físico deles. Os moluscos também invadem e bloqueiam canos d'água, de modo que são gastos milhões de dólares para retirá-los de caixas d'água e instalações geradoras de hidroeletricidade. No total, as pragas de plantas de lavoura, incluindo ervas daninhas, insetos e patógenos, provocam os maiores

Tabela 1.2

Custos anuais estimados (bilhões de dólares) associados a organismos invasores nos EUA.

TIPO DE ORGANISMO	NÚMERO DE INVASORES	PRINCIPAIS ORGANISMOS INVASORES	PERDA E DANO	CUSTOS PARA CONTROLE	CUSTOS TOTAIS
Plantas	5.000	Ervas daninhas de lavouras	24,4	9,7	34,1
Mamíferos	20	Ratos e gatos	37,2	ND	37,2
Aves	97	Pombos	1,9	ND	1,9
Répteis e anfíbios	53	"Brown tree snake"	0,001	0,005	10,006
Peixes	138	Carpa	1,0	ND	1,0
Artrópodes	4.500	Pragas de lavoura	17,6	2,4	20,0
Moluscos	88	Moluscos bivaldes asiáticos	1,2	0,1	1,3
Micróbios (patógenos)	> 20.000	Patógenos de lavouras	32,1	9,1	41,2

ND, não disponível.

ADAPTADA DE PIMENTEL ET AL., 2000.

custos econômicos. Os organismos importados causadores de doenças humanas, particularmente vírus de HIV e influenza, provocam um custo de 6,5 bilhões de dólares no tratamento e resultam em 40 mil óbitos por ano (ver Pimentel et al., 2000, para mais detalhes e referências).

Nos tempos recentes, a globalização tem sido a ideologia econômica prevalente.

Da globalização da biota, em que invasores bem-sucedidos são movidos ao redor do mundo, frequentemente provocando extinção de espécies locais, pode ser esperado que leve a uma homogeneização da biota do mundo (Lövei [1997] se refere ao tema de uma maneira pitoresca como "MacDonaldização" da biosfera). A homogeneização biótica é uma questão? Por quê?

© GREG HOOSON, VISUALS UNLIMITED 126948



Cardo-estrelado amarelo, *Centaurea solstitialis*.

© VISUALS UNLIMITED/OMNIR 127038



Mexilhões-zebra, *Dreissena polymorpha*.

© VISUALS UNLIMITED/ARS 127002



Formigas-fogo-vermelho, *Solenopsis*.

1.3.2 Sucessões em campos abandonados em Minnesota: um estudo no tempo e no espaço

"Sucessão ecológica" é um conceito que deve ser familiar a muitos que tenham simplesmente feito uma caminhada no campo aberto: a ideia de que um hábitat, recentemente criado ou que tenha sido aberto por um distúrbio, seja colonizado sucessivamente por uma variedade de espécies que aparecerão e desaparecerão numa reconhecível sequência repetível. No entanto, a familiaridade difundida com a ideia não significa que compreendemos totalmente os processos que governam ou promovem o ajuste fino de sucessões. A compreensão é importante não só porque a sucessão é uma das forças fun-

damentais da estruturação de comunidades ecológicas, mas também porque os distúrbios humanos sobre comunidades naturais têm se tornado sempre mais frequentes e profundos; precisamos saber como as comunidades podem responder e, esperançosamente, se recuperar a partir desses distúrbios, e como podemos auxiliar nessa recuperação.

Um foco particular no estudo de sucessão tem sido antigos campos agrícolas no leste dos EUA, abandonados pelos agricultores que se deslocaram para o oeste em busca de “campos frescos e pastagens novas”. Um desses locais é hoje a Cedar Creek Natural History Area, aproximadamente 50 km ao norte de Minneapolis, Minnesota. A área foi primeiramente colonizada por europeus em 1856 e inicialmente submetida ao abate seletivo de árvores para exploração de madeira. A derrubada para cultivo começou, então, por volta de 1885 e a terra foi primeiramente cultivada entre 1900 e 1910. Hoje existem campos que ainda estão sendo cultivados e outros que foram abandonados em épocas diferentes a partir da metade da década de 1920. O cultivo levou ao esgotamento de nitrogênio de solos já naturalmente pobres nesse importante nutriente para as plantas.

o uso de
experimentos
naturais...

Em primeiro lugar, os estudos em Cedar Creek ilustram o valor de “experimentos naturais”. Para entendermos a sequência sucessional de plantas que ocorrem em campos nos anos subsequentes ao abandono, poderíamos planejar uma manipulação artificial, sob nosso controle, em que os campos atualmente sob cultivo foram “forçosamente” abandonados e as suas comunidades repetidamente amostradas no futuro. (Precisaríamos de uma certa quantidade de campos porque um único campo poderia ser atípico, enquanto vários nos permitiriam calcular os valores médios para, digamos, o “número de espécies novas por ano” e estabelecer intervalos de confiança em torno dessas médias.) Contudo, os resultados desses experimentos levariam décadas para serem acumulados. A alternativa do experimento natural, por isso, é ater-se ao fato de que já existem registros desde quando os antigos campos foram abandonados. Isso foi o que Tilman e seu grupo fizeram. Assim, a Figura 1.10 apresenta dados de um grupo de 22 campos antigos, amostrados em 1983, tendo sido abandonados em épocas variadas entre 1927 e 1982 (i.e., entre 1 e 56 anos antes da amostragem). Interpretados cautelosamente, eles podem ser tratados como 22 “instantâneos fotográficos” do processo contínuo de sucessão em campos antigos em Cedar Creek em geral, mesmo que cada campo seja levantado apenas uma vez.

Os números que representam as mudanças durante a sucessão evidenciam tendências estatisticamente significativas, conforme se verifica nas figuras. Durante os 56 anos, a cobertura de espécies “invasoras” (principalmente ervas daninhas agrícolas) decresceu (Figura 1.10a), enquanto aumentou a cobertura de espécies oriundas de campos vizinhos (Figura 1.10b): as nativas recuperaram seu terreno. De aplicabilidade geral, a cobertura de espécies anuais decresceu ao longo do tempo, enquanto a cobertura de espécies perenes aumentou (Figura 1.10c, d). As espécies anuais (aquelas que completam, dentro de um ano, toda uma geração, desde a semente até a planta adulta, produzindo novamente sementes) tendem a se tornar abundantes rapidamente em habitats relativamente desocupados (os estágios iniciais da sucessão); já as perenes (aquelas que vivem muitos anos e podem não se reproduzir nos primeiros anos) são mais lentas para se estabelecer, mas persistentes uma vez estabelecidas.

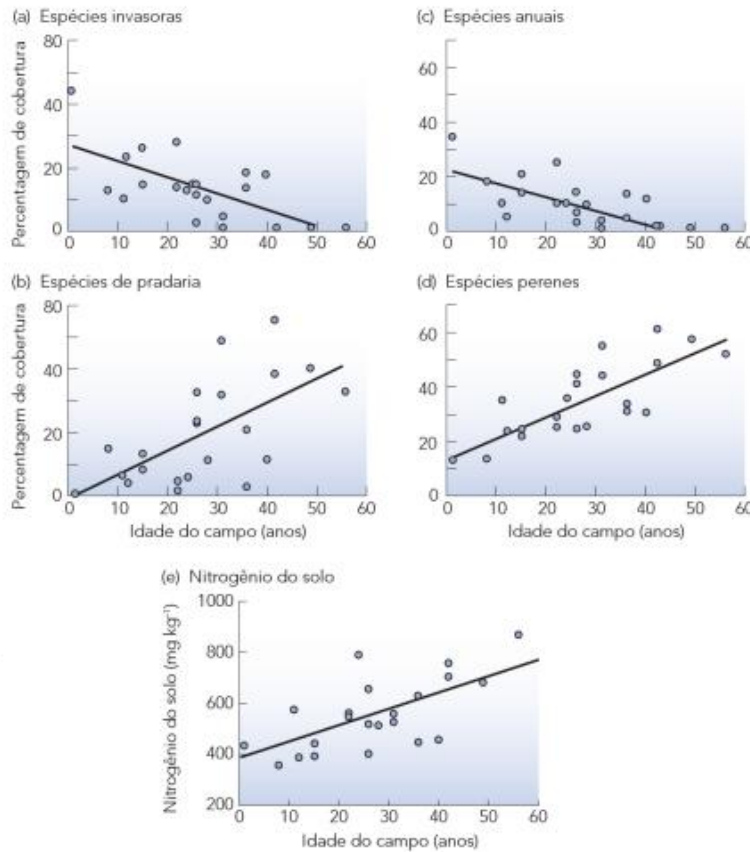


Figura 1.10

Vinte e dois campos em estágios diferentes de sucessão foram levantados, tendo sido constatadas as seguintes tendências quanto à idade de sucessão: (a) as espécies invasoras decresceram, (b) as espécies nativas de pradarias aumentaram, (c) as espécies anuais decresceram, (d) as espécies perenes aumentaram e (e) o conteúdo de nitrogênio no solo aumentou. As melhores retas de ajuste (ver Quadro 1.2) são altamente significativas em todos os casos ($P < 0,01$).

ADAPTADA DE INOUE ET AL., 1987

Por outro lado, experimentos naturais como esse, ao mesmo tempo que são sugestivos e estimulantes (e também uma boa oportunidade de errar), muitas vezes geram somente *correlações*. Por isso, eles podem não ser suficientes para demonstrar o que realmente causa os padrões observados. No caso presente, podemos ver os problemas observando, primeiro, que a idade do campo está fortemente correlacionada com a concentração de nitrogênio no solo – talvez o nutriente vegetal mais importante (Figura 1.10e). Por esse motivo, levanta-se a questão: as correlações na Figura 1.10a-d são o resultado de um efeito da idade do campo? Ou é o agente causal nitrogênio que está correlacionado com a idade?

Experimentos de campo manipulados podem auxiliar a sustentar – ou refutar – o que nada mais é do que uma explicação plausível baseada em correlação. Conclui-se da explicação proposta (questões de tempo) que o nitrogênio em si desempenha um papel pequeno na direção dessas sucessões, e que a manipulação do nitrogênio alteraria pouco as sequências de espécies que se estabeleceram nesses campos. Para testar isso, o grupo de Tilman selecionou um par de campos (um abandonado por 46 anos e o outro por 14 anos) e, ao longo de um período de 10 anos iniciando em 1982, submeteu seis parcelas de 4 m × 4 m replicadas em cada campo a dois tratamentos: nitrogênio adicionado a taxas de 1 ou 17 g m⁻² ano⁻¹ (Inouye & Tilman, 1995). Duas questões em particular foram colocadas:

... na geração de correlações

experimentos artificiais: a busca por causalidade

- 1 Parcelas que recebem taxas diferentes de suprimento de nitrogênio tornam-se menos similares em composição de espécies ao longo do tempo?
- 2 Parcelas recebendo taxas similares de suprimento de nitrogênio tornam-se mais similares em composição de espécies ao longo do tempo?

A resposta à primeira pergunta foi clara: as parcelas dentro de um campo foram inicialmente similares entre si, mas, após 10 anos, as parcelas que receberam quantidades diferentes de nitrogênio diferiram em composição de espécies – quanto maior a diferença no suprimento de nitrogênio, maior foi a divergência entre elas (Inouye & Tilman, 1995).

A resposta à segunda questão é ilustrada na Figura 1.1. No início do experimento, campos de idades diferentes tenderam a ser muito diferentes em composição de espécies, mas 10 anos mais tarde as parcelas dentro deles, submetidas a taxas similares de suprimento de nitrogênio, tornaram-se notavelmente similares, a despeito de terem, em um caso, 34 anos de diferença de idade (Figura 1.11).

Assim, esse experimento tende a refutar a simplicidade da nossa explicação proposta. O tempo em si não é a única causa de mudanças sucessionais na composição de espécies desses campos abandonados. As diferenças em nitrogênio disponível causam divergências nas sucessões; as similaridades provocam convergência, muito mais rapidamente do que eles fariam de outra maneira. O tempo (oportunidade de colonizar) e o nitrogênio estão claramente entrelaçados e experimentos posteriores serão necessários para desembaraçar essa teia de causa e efeito – exatamente uma das muitas questões ecológicas não resolvidas.

ideia sobre os efeitos da poluição por nitrogênio

Finalmente, manipulações experimentais por períodos extensos como esse podem também fornecer ideias importantes sobre os efeitos possíveis de distúrbios humanos mais crônicos em comunidades naturais. As taxas mais baixas de adição de nitrogênio no experimento ($1 \text{ g de nitrogênio m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)

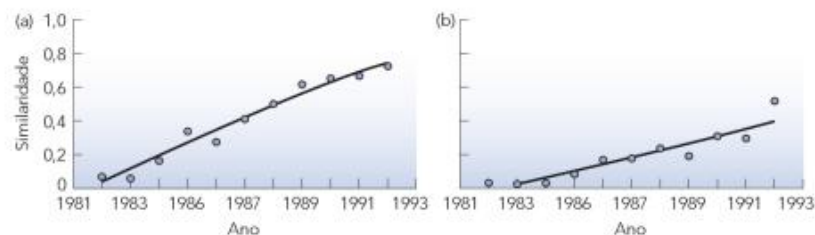


Figura 1.11

Resultados de um experimento em que três campos abandonados da Figura 1.10 foram tratados artificialmente com nitrogênio, iniciando em 1982: um dos campos foi abandonado por 46 anos e o outro por 14 anos. (a) Entre 1982 e 1992, as parcelas que receberam $17 \text{ g de nitrogênio m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ tornaram-se crescentemente similares em composição. O índice de similaridade mede o grau em que as composições em espécies são similares em pares de campos – composições idênticas produzem uma similaridade de 1, composições completamente diferentes produzem uma similaridade de 0. (b) Similar a (a), mas com apenas $1 \text{ g de nitrogênio m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Observe neste caso que ainda houve convergência na composição de espécies entre os dois campos, porém menos acentuada. Em ambos os casos as melhores retas de ajuste são altamente significativas.

foram similares às experimentadas em muitas partes do mundo, como resultado do aumento do depósito de nitrogênio na atmosfera. Mesmo esses níveis baixos aparentemente levam à convergência de comunidades previamente diferentes num período de 10 anos (Figura 1.11b). Experimentos como esse são decisivos para nos auxiliar a prever os efeitos de poluentes, um ponto que será abordado no próximo exemplo.

1.3.3 Hubbard Brook: uma compensação a longo prazo com significado em grande escala

O estudo em Cedar Creek trouxe a vantagem de um padrão temporal (uma sucessão que levou décadas para seguir o seu curso) ser exprimido mais ou menos acuradamente por um padrão espacial (campos abandonados por períodos diferentes). O padrão espacial tem a vantagem de poder ser estudado dentro do tempo destinado à maioria dos projetos de pesquisa (3-5 anos). Seria melhor ainda acompanhar o padrão ecológico através do tempo, mas talvez poucos pesquisadores ou instituições assumam o desafio de planejar programas de pesquisa que continuem por décadas.

Uma notável exceção tem sido o trabalho pioneiro de Likens e colaboradores na Hubbard Brook Experimental Forest, uma área de floresta temperada decídua drenada por pequenos riachos nas White Mountains de New Hampshire, nos EUA. Os pesquisadores desenvolveram um projeto ambicioso, e seu trabalho tem o valor de registros de dados de estudos em grande escala e longa duração. O estudo começou em 1963 e continua até o presente. Na segunda edição do seu clássico livro *Biogeoquímica de um Ecossistema Florestado* (*Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*), Likens e Bormann (1995) fazem uma enternecedora referência a três dos seus colaboradores originais que faleceram nesse período. Verdadeiramente, longa duração.

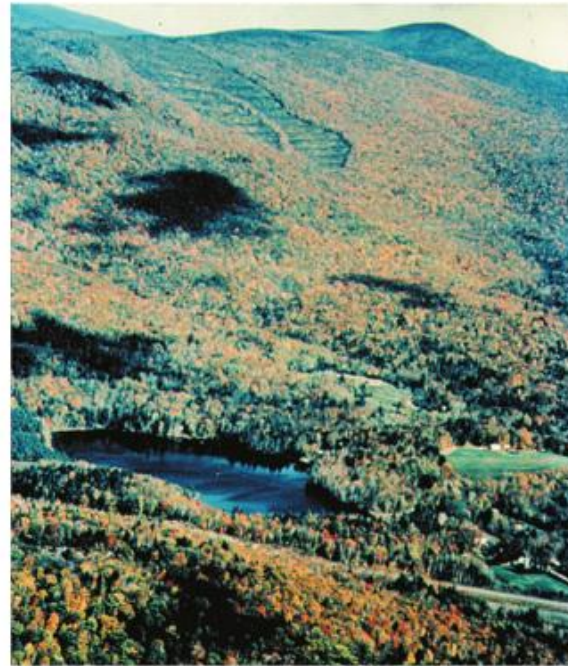
A equipe de pesquisadores desenvolveu uma abordagem denominada "a técnica de pequenas bacias hidrográficas" (*the small watershed technique*), para medir a entrada e a saída de substâncias químicas de reservatórios individuais na paisagem. Uma vez que muitas perdas químicas de comunidades terrestres são escoadas através de riachos, uma comparação da química da água corrente com a da precipitação pode revelar bastante a respeito da absorção diferencial e ciclagem de elementos químicos pela biota terrestre. O mesmo estudo pode revelar muito sobre as fontes e concentrações de substâncias químicas na água do riacho. Essas substâncias, por sua vez, podem influenciar a produtividade de algas, bem como a distribuição e abundância de animais do riacho.

O reservatório (ou bacia hidrográfica) – a extensão de ambiente terrestre drenada por um determinado riacho – foi tomado como unidade de estudo devido ao papel que os riachos desempenham na exportação química a partir do solo. Seis reservatórios pequenos foram definidos e seus fluxos foram monitorados (Figura 1.12). Uma rede de medidores de precipitação registrou as quantidades de chuva, granizo e neve. As análises químicas da precipitação e da água do riacho possibilitaram calcular as quantidades de variados elementos químicos que entram e saem do sistema. Na maioria dos casos, a saída de substâncias químicas no fluxo do riacho foi maior do que a entrada a partir da

a área de reservatório
como uma unidade
de estudo

Figura 1.12

A floresta experimental de Hubbard Brook. Observe o reservatório experimental do riacho do qual todas as árvores foram removidas – estendendo-se da parte superior esquerda para o centro da fotografia.



CORTESIA DE GENE LIKENS

ideias a partir de um experimento de campo de longa duração

chuva, granizo e neve (Tabela 1.3). A fonte do excesso de substâncias químicas foi a erosão da rocha-mãe e do solo, estimada em cerca de $70 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. A exceção foi o nitrogênio; foi exportado na água do riacho menos do que foi adicionado ao reservatório em precipitação e por fixação de nitrogênio atmosférico por micro-organismos no solo.

Likens teve a brilhante ideia de conduzir um experimento em grande escala, em que todas as árvores foram abatidas em um dos seis reservatórios de Hubbard Brook. Em termos de planejamento experimental, puristas estatísticos poderiam argumentar que o estudo foi falho por não ter sido replicado. Entretanto, a escala do empreendimento, certamente, impede a replicação. De

Tabela 1.3

Estoques químicos anuais de bacias hidrográficas florestadas, em Hubbard Brook ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). As entradas são para materiais dissolvidos na precipitação ou com precipitado seco (gases ou associados a partículas caindo da atmosfera). As saídas são perdas na água corrente como material dissolvido mais material orgânico particulado no fluxo d'água. A fonte dos compostos químicos em excesso (onde as saídas excedem as entradas) foi intemperismo da rocha-mãe e do solo. A exceção foi o nitrogênio (na forma de íons amônio ou nitrato) – menos foi exportado em relação ao que chegou como precipitação devido à captação de nitrogênio na floresta.

	NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+
Entradas	2,7	16,3	38,3	1,1	2,6	0,7	1,5
Saídas	0,4	8,7	48,6	1,7	11,8	2,9	6,9
Varição líquida*	+2,3	+7,6	-10,3	-0,6	-9,2	-2,2	-5,4

*A variação líquida é positiva quando o reservatório ganha matéria e negativa quando a perde.

qualquer modo, foi a solicitação de uma questão dramaticamente nova que tornou esse estudo um clássico e não um planejamento estatístico elegante.

Dentro de poucos meses de derrubada de todas as árvores na bacia de drenagem, as consequências foram evidentes na água do riacho. A exportação total de substâncias inorgânicas dissolvidas, a partir do reservatório alterado, cresceu 13 vezes em relação à taxa normal (Figura 1.13). Dois fenômenos foram responsáveis. Primeiro, a enorme redução de superfícies transpirantes (folhas) fez com que um aumento de 40% de precipitação, passando através do lençol freático, fosse descarregado nos riachos e esse crescimento do fluxo causou taxas maiores de lixiviação de substâncias químicas e erosão de rochas e do solo. Segundo, e mais importante, o desflorestamento efetivamente rompeu a ligação entre decomposição e absorção de nutrientes. Na primavera, quando as árvores decíduas normalmente iniciam a produção e absorvem nutrientes inorgânicos (liberados pela atividade de decompositores), estes, em vez disso, se tornaram disponíveis para serem lixiviados na água de drenagem.

Likens sabia desde o início que a chuva e a neve em Hubbard Brook eram realmente ácidas, mas isto foi alguns anos antes de tornar-se clara a natureza difundida da chuva ácida na América do Norte. Na realidade, Hubbard Brook está situada a mais de 100 km da área industrial urbana mais próxima, mas a precipitação e a água do riacho eram marcadamente ácidas

para que tendências estatisticamente significativas tornem-se evidentes, muitos anos de dados podem ser necessários

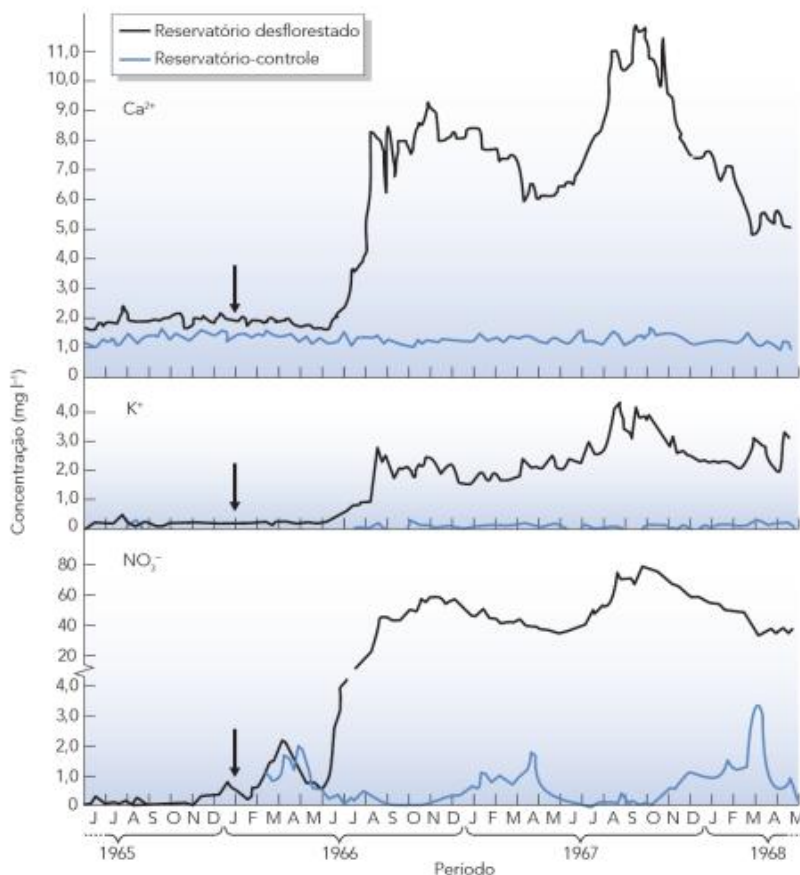


Figura 1.13

Concentrações de íons em água corrente a partir do reservatório 2 experimentalmente desflorestado e do reservatório 6 (controle, não manipulado) em Hubbard Brook. O momento do desflorestamento está indicado por setas. Em cada caso, houve um aumento dramático na exportação de íons após o desflorestamento. Observe que o eixo do "nitrato" apresenta uma interrupção.

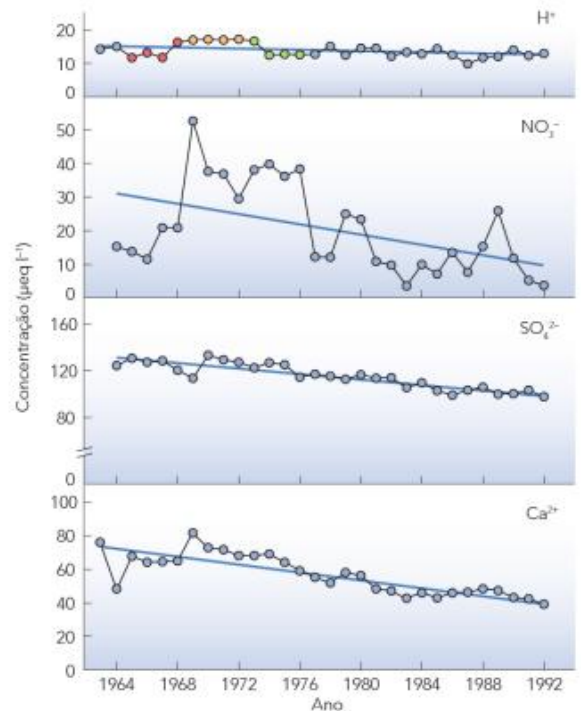
como resultado da poluição atmosférica de combustíveis fósseis. Os registros a longo prazo, realizados tão meticulosamente desde 1963 em Hubbard Brook, têm sido estratégias de monitoramento inestimáveis na guerra contra a chuva ácida e suas consequências a longo prazo. O valor de tais registros de concentrações de água do riacho pode ser constatado para hidrogênio, sulfato e nitrato, três íons associados à chuva ácida (que, em termos simples, é uma mistura de ácidos nítrico e sulfúrico; o ácido sulfúrico é o ácido dominante no leste dos EUA). Tem havido um declínio, estatisticamente significativo, nas concentrações médias anuais de H^+ e SO_4^{2-} desde 1964/65, bem como de NO_3^- . Este último, todavia, está sujeito a uma variação muito maior de ano para ano (Figura 1.14). Digno de nota, no entanto, é o fato de que os resultados para períodos mais curtos sugerem realmente tendências diferentes. Considere o gráfico do íon hidrogênio, onde três períodos de quatro anos estão ressaltados por cores diferentes. O primeiro sugere uma tendência crescente, no segundo não há alteração e no terceiro, observa-se uma tendência decrescente. Na realidade, não estatisticamente significativa, a tendência a longo prazo foi estabelecida até que quase duas décadas de dados fossem acumulados (Likens, 1989).

séries longas de dados revelam a história da chuva ácida

Considera-se que a chuva ácida nos EUA começou no início da década de 1950 (antes do início do monitoramento em Hubbard Brook). Após a promulgação da Lei do Ar Puro em 1970 (*Clean Air Act*), as emissões de SO_2 e particulados foram reduzidas e isso claramente tem se refletido na química de água corrente (Figura 1.14). Reduções adicionais em emissões são esperadas como resultado das emendas de 1990 à Lei do Ar Puro. No entanto, permanecem perguntas crí-

Figura 1.14

Variações a longo prazo nas concentrações (microequivalentes por litro) de H^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} e Ca^{2+} na água corrente, a partir do reservatório ó, de Hubbard Brook, de 1963/64 a 1992/93. Os declínios estão relacionados a reduções na "chuva ácida" que afeta a área de Hubbard Brook. As curvas de regressão para todos esses íons têm uma probabilidade de ser significativamente diferente de zero (sem variação), para $P < 0,05$; em outras palavras, em cada um existe um padrão de declínio estatisticamente significativo. Entretanto, muitos anos de dados foram necessários antes que esses padrões pudessem ser demonstrados de modo convincente. Isso é particularmente pronunciado para gráfico do íon hidrogênio, em que três períodos de 4 anos estão ressaltados por cores diferentes. O primeiro (em vermelho) sugere uma tendência crescente; no segundo (em laranja), não há variação; no terceiro (em verde), há uma tendência decrescente.



ticas – os ecossistemas florestais e aquáticos se recuperarão dos efeitos da chuva ácida e quanto tempo levará para isso acontecer (Likens et al., 1996)?

Utilizando dados de longo prazo de Hubbard Brook e previsão de redução de emissões de SO_2 como resultado de exigência legal, Likens e Bormann (1995) estimaram que na virada do milênio a carga de enxofre na atmosfera seria ainda três vezes mais alta do que os valores recomendados para a proteção de florestas e comunidades aquáticas sensíveis (muitas plantas, peixes e invertebrados aquáticos são intolerantes às condições ácidas). Além disso, entradas decrescentes de cátions, como cálcio, podem estar fazendo com que florestas e riachos de Hubbard Brook se tornem ainda mais sensíveis às entradas ácidas. Likens e Bormann (1995) levantam a hipótese de que um declínio dramático nas taxas de crescimento florestal durante os anos recentes pode estar relacionado à diminuição de cálcio no solo, um nutriente crítico para o crescimento arbóreo. A chuva ácida pode ser responsável pela deficiência de cálcio. Uma redução em populações de aves na floresta pode também estar associada a esse cenário. Essas questões não resolvidas fazem parte das novas fases de pesquisa em Hubbard Brook.

1.3.4 Um modelo de estudo: descobrir por que abutres asiáticos estão em via de extinção

Em 1997, os abutres da Índia e do Paquistão começaram a cair de seus poleiros. A população local rapidamente notou declínios dramáticos nos números das espécies *Gyps bengalensis* (Figura 1.15) e *G. indicus*, porém os ecólogos ficaram confusos. Amostragens populacionais repetidas entre 2000 e 2003 confirmaram taxas de declínio alarmantes, definidas tecnicamente como valores da “taxa de crescimento populacional”, λ (onde o tamanho populacional N no ano t é igual a λ vezes o tamanho populacional no ano anterior, $t - 1$; em outras palavras $\lambda = N_t / N_{t-1}$). Para *Gyps bengalensis* na Índia o λ foi 0,52 e no Paquistão foi 0,50, equivalente a um declínio de 48% e 50%, respectivamente. A situação foi um pouco menos desastrosa para *Gyps indicus* na Índia, onde λ foi 0,78, equivalente a um declínio de 22% por ano.

Estes colapsos populacionais geraram grande preocupação devido ao papel fundamental que os abutres desempenham na vida cotidiana, removendo os cadáveres de grandes animais, tanto selvagens quanto domésticos. A perda dos abutres aumentou a disponibilidade de carcaças para cães e ratos selvagens, permitindo um aumento populacional e aumentando a probabilidade de doenças como a raiva e peste bubônica serem transmitidas aos seres humanos. Além disso, a contaminação das fontes vizinhas e a dispersão de doença por moscas tornou-se mais provável agora que os animais mortos não eram mais consumidos por abutres. Um grupo de pessoas, os parsis, foram ainda mais intimamente afetados, pois sua religião determina que os mortos sejam transportados à luz do dia para uma torre especial (*dakhma*), onde o corpo é estripado por abutres dentro de poucas horas. Era crucial que os ecólogos determinassem rapidamente a causa dos declínios de abutres de tal forma que alguma ação pudesse ser tomada.

Demorou alguns anos até que se encontrasse um elemento comum nas mortes das aves que de outro modo seriam saudáveis – cada uma sofria de gota visceral (acúmulo de ácido úrico na cavidade do corpo) seguida de falência re-

populações de abutres na Índia e no Paquistão estavam declinando entre 22% e 50% ao ano



© ALAMY IMAGES AQUI38

Figura 1.15

Diagrama de fluxo mostrando os elementos de um modelo de como o número de abutres adultos na população muda de um ano (N_{t-1}) para o seguinte (N_t). *Gyps bengalensis*, cujas populações têm mostrado declínios desastrosos na Índia e no Paquistão, é mostrado na fotografia. O número de abutres adultos no ano t depende do número presente no ano anterior ($t - 1$), alguns dos quais morrem por causas naturais (sobrevivência basal) e outros devido ao envenenamento por diclofenaco. O número de adultos no ano t também depende do número de abutres nascidos 5 anos antes ($t - 5$), pois os abutres não amadurecem, do ponto de vista reprodutivo, até os 5 anos de idade. Novamente, alguns abutres jovens morrem antes da maturidade devido a causas naturais e outros devido ao envenenamento por diclofenaco. A redução na sobrevivência devido ao diclofenaco depende de dois aspectos: a probabilidade de que uma carcaça contenha diclofenaco (C) e a taxa na qual as carcaças são comidas (F).

...causado por carcaças contaminadas por medicamentos?

nal. Logo uma peça fundamental no quebra-cabeça tornou-se clara: os abutres que morriam de gota visceral continham resíduos de diclofenaco (Oaks et al., 2004). Confirmou-se, então, que as carcaças dos animais domésticos tratados com diclofenaco eram fatais para abutres cativos. O diclofenaco, um anti-inflamatório desenvolvido para uso humano nos anos de 1970, apenas recentemente foi usado como medicamento veterinário no Paquistão e na Índia. Assim, um medicamento que beneficiava mamíferos domésticos provou-se letal para os abutres que se alimentavam de seus corpos.

A evidência circunstancial era forte, mas dados os números relativamente pequenos de cadáveres contaminados por diclofenaco disponíveis aos abutres, seria a mortalidade de abutres associada à contaminação uma explicação suficiente para os colapsos populacionais? Ou outros fatores poderiam estar também atuando? Esta foi a questão investigada por Green e colaboradores (2004) através de um modelo de simulação populacional. Baseando-se em suas amostragens do declínio populacional e conhecimento a respeito de taxas de nascimento, morte e forrageio, os pesquisadores construíram um modelo para prever o comportamento das populações de abutres. A Figura 1.15 mostra este modelo como um diagrama de fluxo; Green e colaboradores desenvolveram fórmulas matemáticas para prever mudanças no tamanho populacional, mas os detalhes não nos interessam aqui. Os pesquisadores propuseram a seguinte questão: Que proporção de carcaças (C) deveria conter doses letais de

diclofenaco para causar os declínios populacionais observados? Seu modelo de simulação incluiu as seguintes pressuposições:

- 1 Os abutres *Gyps* não se reproduzem (i.e., tornam-se adultos) até alcançarem os 5 anos de idade e então são capazes de gerar apenas um juvenil por ano, mas somente se ambos os pais sobreviverem à temporada de acasalamento de 160 dias.
- 2 O destino da população depende não apenas das taxas de nascimentos, mas também das taxas de mortes. A taxa de sobrevivência “basal” pré-diclofenaco de abutres adultos (S) ficou entre 0,90-0,97, típica para aves de grande porte e longevas. Em outras palavras, na ausência de mortes por diclofenaco, somente 3-10% dos abutres adultos morrem a cada ano.
- 3 O envenenamento por diclofenaco reduz a taxa de sobrevivência posterior. Isso depende da probabilidade do adulto comer uma carcaça afetada por diclofenaco. Por sua vez, isso depende parcialmente da proporção de carcaças no ambiente que contêm diclofenaco (C) e parcialmente da frequência com que os abutres forrageiam (F , o intervalo em dias entre os eventos de forrageio). Observe que uma única refeição pode sustentar um abutre por 3 dias e que eles não se alimentam todos os dias; F varia entre 2 e 4 dias. Os abutres que se alimentam mais frequentemente (mais vezes por ano) estão mais propensos a consumir uma carcaça afetada por diclofenaco e morrer.
- 4 Os pesquisadores tinham estimativas reais de tamanhos populacionais em diferentes anos (N) e então de λ (supracitado). Em seu exercício de modelagem eles sistematicamente variaram os valores da taxa de sobrevivência basal S e da taxa de forrageio F . Isso porque eles não conheciam precisamente quais eram as taxas de sobrevivência basal e de forrageio destas populações em particular, embora conhecessem o intervalo no qual os valores variavam. Assim, rodaram o modelo para valores de sobrevivência basal de 0,90, 0,95 e 0,97, e com intervalos entre eventos de forrageio de 2, 3 e 4 dias.
- 5 Uma vez que todos esses parâmetros foram incorporados no seu modelo, os pesquisadores puderam calcular o parâmetro C “faltante” – a proporção de carcaças que precisam ser contaminadas com diclofenaco para responder pela taxa de declínio populacional observada, λ (Tabela 1.4).

A Tabela 1.4 mostra que no máximo (para *Gyps bengalensis*, quando a sobrevivência do adulto é fixada em 0,97 e o intervalo de forrageio é de 4 dias) somente 0,743% ou, em outras palavras, 1 em 135 carcaças deve ser dosada com diclofenaco para causar o declínio populacional observado. No mínimo (para *Gyps indicus*, quando a sobrevivência do adulto é fixada em 0,90 e o intervalo de forrageio é de 2 dias) somente 0,132% ou 1 em 757 carcaças contaminadas são necessárias. As proporções dos abutres encontrados mortos ou morrendo na natureza com sinais de envenenamento por diclofenaco foram bastante similares às proporções de mortes esperadas pelo modelo, se o declínio populacional observado deveu-se inteiramente ao envenenamento por diclofenaco. Os pesquisadores concluíram, por isso, que o envenenamento por diclofenaco foi uma causa suficiente para o declínio dramático dos abutres selvagens.

modelos de simulação mostram que o gado contaminado por diclofenaco explica suficientemente as perdas de abutres

Tabela 1.4

Percentagens modeladas de carcaças de animais com níveis letais de diclofenaco requeridas para causar declínios populacionais a taxas, λ , observadas para o abutre *Gyps indicus* (GI) ou *Gyps bengalensis* (GB) na Índia e no Paquistão entre 2000 e 2003. Um valor de 0,132%, por exemplo, significa que somente 1 em 757 carcaças precisam estar contaminadas para causar o declínio dos abutres. Para cada população, os resultados são dados para três taxas de sobrevivência basal de adultos factíveis, S (i.e., na ausência de diclofenaco) e três valores do intervalo entre eventos de forrageio, F .

	F	PERCENTAGEM DE CARCAÇAS COM NÍVEL LETAL		
		$S = 0,90$	$S = 0,95$	$S = 0,97$
GI Índia	2	0,132	0,135	0,137
	3	0,198	0,202	0,205
	4	0,263	0,271	0,273
GB Índia	2	0,339	0,347	0,349
	3	0,508	0,521	0,526
	4	0,677	0,693	0,699
GB Paquistão	2	0,360	0,368	0,372
	3	0,538	0,551	0,558
	4	0,730	0,734	0,743

DE GREEN ET AL., 2004

Claramente, é necessária ação urgente para impedir a exposição dos abutres às carcaças de gado contaminadas com diclofenaco, e o governo de Punjab, por exemplo, agora baniou o seu uso. Green e colaboradores também salientaram a necessidade de pesquisa para identificar medicamentos alternativos que são efetivos no gado e seguros para os abutres. Swan e colaboradores (2006) têm desde então testado um medicamento chamado meloxicam, com resultados promissores. Finalmente, dadas as profundidades às quais as populações de abutres foram sugadas, a equipe de Green enfatiza a importância de se reproduzir abutres em cativeiro até que o diclofenaco esteja sob controle. Esta é uma precaução sábia para garantir a sobrevivência a longo prazo e para fornecer matrizes para futuros programas de reintrodução.

Esse exemplo, então, ilustrou uma série de pontos gerais importantes sobre modelos matemáticos em ecologia:

- 1 Modelos podem ser valiosos para a exploração de cenários e situações para os quais não temos dados reais, e talvez não tenhamos expectativa de obtê-los (p. ex., quais seriam as consequências de diferentes taxas de sobrevivência basal ou de forrageio?).
- 2 São valiosos para resumir nosso estado atual de conhecimento e gerar previsões em que a conexão entre conhecimento atual, suposições e previsões seja explicitada e esclarecida (dados vários valores para S e F , e conhecendo-se λ , quais as implicações para os valores de C ?).
- 3 Para ser assim valioso, um modelo não deve ser (na verdade, isso não é possível) uma descrição integral e perfeita do mundo real que ele procura simular – todos os modelos incorporam aproximações (o modelo do abutre foi, obviamente, uma versão “despojada” de sua história de vida verdadeira).

- 4 Portanto, cuidado é sempre necessário – todas as conclusões e previsões são provisórias e não podem ser melhores do que o conhecimento e suposições nos quais elas estão baseadas –, porém, se aplicadas com cuidado, podem ser úteis (o modelo do abutre provocou mudanças nas práticas de manejo e pesquisa sobre novos medicamentos).
- 5 Contudo, um modelo é inevitavelmente aplicado com muito mais confiança na medida em que tenha recebido sustentação de conjuntos de dados reais.



RESUMO

Ecologia como uma ciência pura e aplicada

Definimos ecologia como o estudo científico da distribuição e abundância de organismos e das interações que determinam distribuição e abundância. A partir de suas origens na pré-história como uma “ciência aplicada” de colheita de alimento e evitação do inimigo, as linhas gêmeas de ecologia pura e aplicada se desenvolveram lado a lado e interdependentes. Este livro trata de como é consumada a compreensão ecológica, o que compreendemos e não compreendemos, e como a compreensão pode nos auxiliar a prever, manejar e controlar.

Questões de escala

A ecologia ocupa-se de quatro níveis de organização ecológica: organismos individuais, populações (indivíduos da mesma espécie), comunidades (um número maior ou menor de populações) e ecossistemas (a comunidade junto com seu ambiente físico). A ecologia pode ser abordada em uma variedade de escalas espaciais, desde a “comunidade” dentro de uma célula individual até toda a biosfera. Os ecólogos também trabalham com uma variedade de escalas de tempo. A sucessão ecológica, por exemplo, pode ser estudada durante a decomposição de fezes animais ou durante o período de mudança climática desde o último período glacial (milênios). O período normal de um programa de pesquisa

(3-5 anos) pode frequentemente omitir padrões importantes que ocorrem em escalas de tempo longas.

A diversidade de evidência ecológica

Muitos estudos ecológicos envolvem observação e monitoramento cuidadosos, feitos em ambiente natural, da alteração de abundância de uma ou mais espécies ao longo do tempo ou no espaço, ou ambos. O estabelecimento da(s) causa(s) de padrões observados muitas vezes requer experimentos manipulativos de campo. Para sistemas ecológicos complexos – e, em sua maioria, o são – em geral será oportuno construir sistemas simples de laboratório que podem atuar como pontos de referência na nossa busca de compreensão. Modelos matemáticos de comunidades ecológicas também podem ter um papel importante a desempenhar para desvendar a complexidade ecológica. Contudo, a valia de modelos e experimentos simples de laboratório deve sempre ser julgada em termos da luz que eles lançam sobre o trabalho de sistemas naturais.

Estatística e rigor científico

O que torna a ecologia uma ciência rigorosa é que ela baseia-se não em afirmações que são simplesmente asserções, mas em conclusões que são os resultados de investigações planejadas cuidadosamente com regimes amostrais bem considera-

dos e, além disso, em conclusões às quais um nível de confiança estatística pode ser vinculado. O termo mais frequentemente usado, ao final de um teste estatístico, para medir a força das conclusões, é um "valor P" ou nível de probabilidade. As afirmações " $P < 0,05$ " (significativo) ou " $P < 0,01$ " (não significativo) significam que esses são estudos dos quais foram coletados dados suficientes para estabelecer uma conclusão em que podemos confiar.

Ecologia na prática

Os estudos dos impactos da truta marrom introduzida na Nova Zelândia no século XX contemplaram todos os quatro níveis ecológicos (indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas). A truta tomou o lugar de populações de peixe galaxiídeo nativo abaixo de quedas d'água. Experimentos de laboratório e de campo evidenciaram que invertebrados herbívoros em riachos com truta mostram uma resposta individual, gastando mais tempo se escondendo e menos tempo se alimentando. As trutas causam um efeito em cascata na comunidade porque os organismos herbívoros têm menos impacto sobre as algas. Por fim, um estudo descritivo revelou uma consequência sobre o ecossistema – a produtividade primária das algas é mais alta em um riacho com truta do que em um riacho com galaxiídeo.

Na Cedar Creek Natural History Area existem campos ainda sendo cultivados e outros que foram abandonados em épocas diferentes a partir da metade da década de 1920. Esse experimento natural foi explorado para fornecer uma descrição da sequência de espécies associadas à sucessão em tais campos abandonados. Entretanto, os campos diferiram não apenas na idade, mas também no nitrogênio do solo. Um conjunto de experimentos de campo, em que o nitrogênio do solo foi aumentado de uma

maneira sistemática em campos de idades diferentes, mostrou que o tempo e o nitrogênio interagiram, causando as sequências sucessionais observadas.

O estudo na Hubbard Brook Experimental Forest vem sendo conduzido desde 1963. Um experimento de grande escala, envolvendo a derrubada de todas as árvores em uma bacia de captação, resultou em um drástico aumento das concentrações químicas (particularmente nitrato) na água corrente. Da perda de nitrato pelo solo e do seu aumento na água podem ser esperadas consequências para as comunidades de ambos os lados da interface solo-água. O monitoramento de concentrações químicas por mais de três décadas em bacias não impactadas revelou como a chuva ácida tem diminuído como resultado da Lei do Ar Puro. No entanto, nem as florestas nem os riachos estão imunes dos efeitos continuados da poluição que causou a chuva ácida.

Declínios perturbadores em populações de abutres têm profundas implicações para a saúde pública na Índia e no Paquistão. Um elemento comum nas mortes foi a gota visceral, ocasionada por um efeito adverso do diclofenaco usado por veterinários para tratar o gado doméstico, uma fonte de alimento para os abutres. Dados os números relativamente pequenos de cadáveres contaminados por diclofenaco disponíveis para os abutres selvagens, um modelo matemático foi rodado para determinar se as mortes devido ao diclofenaco explicavam suficientemente os colapsos populacionais, ou se outros fatores poderiam também estar atuando. De fato, a proporção de abutres morrendo por envenenamento por diclofenaco foi muito similar àquele esperado pelo modelo, se o declínio fosse devido *inteiramente* a esse tipo de envenenamento. Medidas têm sido tomadas para remediar a situação.

QUESTÕES DE REVISÃO

Asteriscos indicam questões desafiadoras.

- 1* Discuta as diferentes maneiras como a evidência ecológica pode ser obtida. Como você tentaria responder uma das questões de ecologia não resolvida, a saber "Por que existem mais espécies nos trópicos do que nos polos?"
- 2* A diversidade de micro-organismos que vive nos seus dentes tem uma ecologia como qualquer outra comunidade. Quais poderiam ser as similaridades nas forças determinantes da riqueza de espécies (número de espécies presentes) em sua comunidade oral, em confronto com uma comunidade de plantas marinhas vivendo sobre rochas ao longo do litoral?
- 3 Por que alguns padrões temporais em ecologia necessitam de séries longas de dados para detectá-los, enquanto outros padrões necessitam de séries curtas de dados?
- 4 Discuta os prós e os contras de estudos descritivos, em oposição a estudos de laboratório dos mesmos fenômenos ecológicos.
- 5 O que é um "experimento de campo natural?" Por que os ecólogos se entusiasma em considerá-lo vantajoso?
- 6 Pesquise na biblioteca as diferentes definições de ecologia: qual você acha que é a mais adequada e por quê?
- 7* Em um estudo sobre ecologia de riacho, você precisa escolher 20 locais para testar a hipótese de que a truta marrom tem densidades mais altas onde o leito do riacho é constituído por seixos. O quanto seus resultados podem ser tendenciosos, se você escolher todos os seus locais por facilidade de acesso, pois eles situam-se próximos de rodovias ou de pontes?
- 8 Como os resultados do estudo de Cedar Creek sobre sucessão de campo abandonado podem ter sido diferentes, se um único campo foi monitorado por 50 anos, em vez de simultaneamente comparar campos abandonados em épocas diferentes no passado?
- 9* Quando todas as árvores foram derrubadas em um reservatório de Hubbard Brook, houve diferenças drásticas na química da água corrente que o drena. Como você acha que a química do riacho mudaria nos anos subsequentes, quando as plantas comesçassem a crescer novamente no reservatório?
- 10 Quais são os fatores principais que afetam a confiança que podemos ter nas previsões de um modelo matemático?