

## ■ Teorias e conceitos das ciências biológicas<sup>1</sup>

Quando os biólogos pensam a respeito de respostas individuais e de espécie para as mudanças ambientais globais, dispõem de diversas teorias orientadoras que são fundamentais e sustentam suas concepções – teorias sobre as quais os cientistas sociais precisam ao menos de um entendimento básico para trabalhar efetivamente com os biólogos. Esse é um dos objetivos deste capítulo. Evidentemente, é impossível abordar, em um breve capítulo, todas as teorias relevantes das ciências biológicas. Portanto, espero que os leitores de ciências naturais perdoem a omissão de algumas teorias e conceitos importantes. O objetivo é introduzir os cientistas sociais às teorias orientadoras que parecem mais relevantes para as questões atuais das pesquisas interdisciplinares homem-ambiente, especialmente para o trabalho com as mudanças ambientais globais.

A ecologia biológica, e não a ecologia humana, é o grande foco aqui. De um lado, ela está enraizada na genética populacional e no processo da seleção natural, estendendo-se o tempo todo; de outro, está ligada aos estudos da estrutura dos ecossistemas integrais (Richerson, 1977).

<sup>1</sup> Agradeço as diversas sugestões feitas para este capítulo por Emily V. Moran (Universidade Duke) e Johanna Schmitt (Universidade Brown). Possíveis erros são de minha total responsabilidade.

Uma rede teórica liga a seleção natural em nível individual ao comportamento das populações, deduzindo teorias comprováveis de propriedades ecossistêmicas e comunitárias com base na interação das populações (*ibidem*). Entre essas teorias e conceitos básicos, incluem-se:

1. A evolução pela seleção natural.
2. Que as espécies respondem de forma individual, e não como comunidades.
3. Que as interações com outras espécies ajudam a prever se determinada espécie persistirá em um certo lugar.
4. Se o controle de cima para baixo *versus* o de baixo para cima da comunidade é operativo em uma determinada situação.
5. O papel de sucessão na criação de associações de plantas.
6. As implicações da biogeografia insular para entender as fragmentações e as mudanças.
7. A importância da biodiversidade e dos processos/serviços dos ecossistemas.
8. A estrutura e a função do ecossistema.

### **Evolução pela seleção natural**

Na base do pensamento biológico, devemos considerar a evolução pela seleção natural, isto é, a variação genética dentro da população, que ajuda a determinar o potencial de persistência pela evolução adaptativa a um ambiente em rápida mudança. A teoria da evolução mudou drasticamente nossa percepção do mundo e de nosso lugar nele. Charles Darwin (e Richard Wallace) apresentaram uma teoria coerente sobre a evolução e reuniram um grande conjunto de evidências para corroborá-la. Antes de Darwin, a maioria dos cientistas acreditava que cada organismo e sua adaptação eram obras de um criador. Lineu (ou Linnaeus), conhecido pelo sistema de classificação biológica que utilizamos até hoje, endossou essa tese, que via semelhanças e diferenças como consequências da criação onipotente.

Em comparação, a teoria da evolução de Darwin propôs uma explicação alternativa: a de que os organismos mudam ao longo do tempo; de

que muitos organismos que viveram anteriormente estavam agora extintos; de que o mundo está em constante mudança; e de que o registro fóssil dá evidências da evolução. Esse registro revela populações diversificando-se como resultado de forças externas, como mudanças ambientais e competição por nichos. Darwin via a mudança como algo lento, que ocorria durante longos períodos de tempo – fato confirmado pelo registro fóssil. Visões mais recentes de “equilíbrio pontuado”, em que poderosos choques externos podem provocar extinções e especiações repentinas, são uma abordagem alternativa, que explica alguns casos de registro fóssil (Gould & Eldredge, 1977; ver também Eldredge & Gould, 1972; Gould, 2007).

Para Darwin, o mecanismo da mudança evolucionária era a seleção natural, processo que ocorre durante gerações sucessivas. Em cada geração, os indivíduos procuram se reproduzir – eles diferem nessa capacidade e competem por recursos. Ao longo das gerações, aqueles que forem mais capazes de produzir descendentes persistirão e transmitirão suas características, o que resultará na seleção dos indivíduos mais aptos. Em resumo, deve haver variação hereditária em algumas características, como tamanho do bico, cor ou envergadura das asas, e haver sobrevivência e reprodução diferencial associadas com a posse de uma dessas características. A aleatoriedade da evolução pela seleção natural baseia-se em como a variação ocorre na genética – variantes não acontecem porque são necessárias, mas resultam de processos aleatórios governados pela genética, apesar de poderem conferir vantagens ou desvantagens a indivíduos na luta pela sobrevivência e pela reprodução. Esse elemento aleatório na evolução pela seleção natural é um dos elementos mais significativos e possui imensas implicações nos esforços de manejar populações, comunidades e ecossistemas.

### **Espécies respondem individualmente, e não como comunidades**

A ideia original veio de Gleason (1926), em seu “conceito individual da associação vegetal”, em oposição às prévias caracterizações de uma comunidade vegetal como organismo, com determinado padrão de desenvolvimento e progresso rumo a um “clímax” definido (Clements,

1916). Clements formulou o conceito de *clímax* como uma importante unidade da vegetação, constituída de espécies associadas, que é a base para a classificação das comunidades vegetais. Esse conceito assume o papel estabilizador de um clima em lenta mudança em determinadas regiões, e, portanto, a presença estável de clímaxes importantes como a tundra, as florestas boreal e decídua e o campo limpo. Seu enfoque não eram todas as espécies individuais, mas algumas espécies dominantes que eram vistas como características da formação de clímax.

Segundo Gleason, em vez de haver tipos de vegetação fixos, como sugerido pelas noções de clímax, a presença de uma espécie era determinada pelo fato de (a) se pudesse estar ali, e (b) em caso afirmativo, se pudesse crescer sob as condições correntes. Ele questiona, de modo muito convincente, as noções anteriores de associações vegetais fixas ou naturais. Em vez disso, considera que não há motivo para que duas áreas quaisquer da superfície terrestre apresentem exatamente a mesma vegetação. A imigração fortuita de plantas por meio da dispersão de sementes e as condições ímpares encontradas em um ambiente sempre instável e variável criam possibilidades únicas para a sobrevivência de cada geração. Um mesmo lugar tende a ter abrigado diferentes associações vegetais no passado e, sem dúvida, abrigará diferentes associações no futuro. A semelhança entre as comunidades vegetais dentro de determinada região resulta do fato de ela possuir uma vasta flora, em que estão presentes sementes migrantes, e, por isso, dispor de materiais de espécies para distribuição, bem como de condições ambientais similares – então, por determinado período de tempo, essas condições resultam em combinações similares de espécies vegetais. Como a mudança climática foi mais lenta que o tempo de geração das plantas, é provável vermos associações vegetais similares em determinada região, resultando nos clines graduais que vemos no espaço, como de uma extremidade à outra do Mississípi.

Atualmente, essa é uma ideia muito bem aceita pelos biólogos, e é importante lembrá-la, já que está estritamente relacionada às concepções de evolução em que, novamente, a unidade básica é o indivíduo, e não a comunidade. Também é um conceito bastante “moderno”, como deixa claro esta citação de Gleason:

UMA ESPÉCIE DESAPARECE DAS ÁREAS ONDE O AMBIENTE NÃO É MAIS SUPORTÁVEL. ELA CRESCE NA COMPANHIA DE QUALQUER OUTRA ESPÉCIE COM REQUISITOS AMBIENTAIS SEMELHANTES, INDEPENDENTEMENTE DAS SUAS AFILIAÇÕES ASSOCIATIVAS NORMAIS... ASSOCIAÇÕES VEGETAIS, A ILUSTRAÇÃO MAIS CONSPÍCUA DAS RELAÇÕES ESPACIAIS DAS PLANTAS, DEPENDEM SOMENTE DA COINCIDÊNCIA DE SELEÇÃO E MIGRAÇÃO AMBIENTAIS SOBRE UMA ÁREA DE EXTENSÃO RECONHECÍVEL E GERALMENTE POR UM TEMPO DE DURAÇÃO CONSIDERÁVEL. (GLEASON, 1926, p. 26)

A citação de Gleason é uma formulação notável em seu caráter inovador e em sua preocupação com a rápida mudança ambiental, considerando-se a época em que foi escrita, e condiz com nossas preocupações atuais (ver também Davis, 1969). Podemos ressaltar que os paleoecólogos falam de comunidades vegetais “não analógicas” no passado (certas associações que nunca foram vistas) e preveem que não haverá esse tipo de comunidade no futuro.

### **Interações com outras espécies: teorias neutralista e do nicho**

Um conceito bastante relacionado ao apresentado anteriormente é o do *nicho fundamental* (espaço n-dimensional que representa condições ambientais sob as quais uma espécie *pode* viver), em comparação com a do *nicho realizado* (condições sob as quais uma espécie *tem* de viver). Hutchinson (1957) formulou essa distinção básica em que o nicho realizado é geralmente menor, por causa da competição ou das limitações de dispersão. Ele descobriu que grande quantidade das espécies que observamos existe,

AO MENOS EM PARTE, PORQUE A ORGANIZAÇÃO TRÓFICA COMPLEXA DE UMA COMUNIDADE É MAIS ESTÁVEL QUE UMA ORGANIZAÇÃO SIMPLES, MAS QUE OS LIMITES SÃO DEFINIDOS POR UMA TENDÊNCIA DE DIMINUIÇÃO OU INDISTINÇÃO DAS CADEIAS ALIMENTARES, POR FATORES FÍSICOS ADVERSOS, POR ESPAÇO, POR DELICADEZA DA POSSÍVEL SUBDIVISÃO DOS NICHOS E POR AQUELES ATRIBUTOS DO MOSAICO AMBIENTAL QUE PERMITEM MAIOR DIVERSIDADE DE PEQUENAS ESPÉCIES ALIADAS DO QUE DE GRANDES. (HUTCHINSON, 1959)

Nesse caso, a premissa básica é o papel da competição e da persistência de determinada espécie em um espaço. O experimento clássico que demonstra esse conceito foi realizado por Connell (1961), que usou cracas para demonstrar que a distribuição de uma espécie era limitada por uma combinação de fatores físicos (dessecação), competição (presença de outras espécies de cracas) e predação (estrelas-do-mar).

Hubbell (1979) contestou essa visão de nicho com sua “teoria neutralista”, segundo a qual os padrões de diversidade podem ser explicados por meio do tratamento de espécies semelhantes (por exemplo, todas as espécies arbóreas) como se fossem demograficamente as mesmas: o único condicionante da dinâmica populacional, por exemplo, é a variação aleatória em nascimentos, mortes e dispersão. Esses processos demográficos estocásticos e a extinção aleatória dominam a modelagem da diversidade da comunidade, que tende a declinar ao longo do tempo, a menos que as taxas de especiação equilibrem as extinções. Essa teoria enfatiza demais as semelhanças entre as espécies, em vez das diferenças, como forma de explicar a grande diversidade de comunidades naturais. Baseia-se na suposição de que as espécies são idênticas em sua aptidão e em seus efeitos mútuos. Grande parte da ecologia é construída com base na suposição de que as espécies diferem em nichos (Adler, HilleRisLambers, Levine, 2007, p. 95), mas poucos estudos quantificaram a importância desses nichos na manutenção da diversidade que observamos nas comunidades naturais (Silvertown, 2004). De fato, as teorias do nicho e neutralista enfocam processos complementares que controlam a dinâmica comunitária, e uma teoria complementa a outra. A teoria neutralista

PODE AJUDAR A REFINAR O PARADIGMA DO NICHOS CONCENTRANDO NOSSA ATENÇÃO NA EQUIVALÊNCIA DAS APTIDÕES E ENFATIZANDO QUE, EM DIVERSAS COMUNIDADES NATURAIS, AS DIFERENÇAS DOS NICHOS PODEM SER MAIS SUTIS DO QUE AS TRADICIONALMENTE ESPERADAS, EMBORA AINDA GEREM COEXISTÊNCIA ESTÁVEL. (ADLER, HILLERISLAMBERS, LEVINE, 2007, P. 103)

## Controle de cima para baixo *versus* controle de baixo para cima em ecossistemas

Os ecossistemas são estruturados por fluxos de energia e pela quantidade de produtividade primária que se dissemina através das cadeias tróficas. Nesse caso, o debate básico é se os ecossistemas são controlados por predadores, que mantêm a população herbívora baixa, permitindo o florescimento de plantas, ou se a própria produtividade vegetal e as defesas químicas limitam a abundância herbívora (Terborgh *et al.*, 2001). Naturalmente, há um pouco dos dois (McQueen, Johannes, Post, 1989). Nas comunidades intactas, os predadores são realmente importantes – sabemos disso porque são os primeiros a ser perdidos após qualquer perturbação (Peterson, 1999), especialmente onde ocorre fragmentação (Terborgh, 2001; Feeley & Terborgh, 2006, com base em seus estudos sobre Lago Guri). Observou-se que essa perda desencadeou uma onda de mudanças dos ecossistemas. A perda de grandes dispersadores de sementes na fragmentação da floresta e o impacto da caça também podem ter efeito significativo sobre a regeneração vegetal das florestas tropicais (Terborgh *et al.*, 2008).

Esse é um debate essencial no qual os cientistas sociais e os biólogos da conservação tendem a assumir campos opostos. Remonta a um artigo de Redford (1992), em que ele nos advertia a respeito de prováveis mudanças que ocorreriam em uma “floresta vazia”, de onde os animais tinham sido removidos por caçadores (especialmente em áreas onde a caça era uma importante fonte de renda).

OS ANIMAIS POLINIZAM AS FLORES, DISPERSAM AS SEMENTES, CONSOMEM AS SEMENTES E COMEM A FOLHAGEM DE MUDAS E PLANTAS ESTABELECIDAS... A PESQUISA RECENTE DEMONSTROU QUE AS FLORESTAS TROPICAIS EMPOBRECIDAS DE GRANDES VERTEBRADOS EXPERIMENTAM DISPERSÃO REDUZIDA, PADRÕES ALTERADOS DE RECRUTAMENTO ARBÓREO, MUDANÇAS NA ABUNDÂNCIA RELATIVA DE ESPÉCIES E DIVERSOS TIPOS DE COMPENSAÇÃO FUNCIONAL. (TERBORGH *ET AL.*, 2008, P. 1.757)

Nesse caso, a visão básica é de que mesmo poucos caçadores por quilômetro quadrado podem dizimar uma população de grandes vertebrados (Peres & Dolman, 2000) e, com isso, provocar mudanças im-

portantes na vegetação. Isso coloca os ecólogos da conservação contra os cientistas sociais que veem a caça como uma estratégia de subsistência fundamental dos povos da floresta. Os cientistas sociais precisam entender tais constatações e se envolver com os ecólogos da conservação na reflexão a respeito de como equilibrar as necessidades das populações humanas com a necessidade de manter a estrutura e a função do ecossistema.

As populações herbívoras “explodem” na ausência de predadores, mas esse é um fenômeno temporário. No devido tempo, a composição de espécies vegetais se ajusta e impõe ordem de baixo para cima (Terborgh *et al.*, 2001, p. 1.925). Adicionar predadores, como ocorre quando peixes predatórios são introduzidos em um lago, também pode ter efeitos dramáticos (Carpenter, Kitchell, Hodgson, 1985), disseminando interações tróficas e causando impacto sobre a produtividade lacustre. E o que é mais importante, depois que os predadores superiores são removidos, os herbívoros só podem ser controlados pela escassez de alimentos, mudando a direção do controle da composição do ecossistema. A distribuição espacial dos caçadores em um ecossistema florestal, por exemplo, não é uniforme; ao contrário, é bastante desigual, pois eles procuram maximizar os retornos de seus esforços de caça. Assim, o impacto da caça pode ser grave em um lugar por um curto período de tempo, mas amplamente dispersado, permitindo a recuperação da fauna e seu retorno aos lugares em que foi expulsada pela caça. Isso depende de estarmos falando de pequenos grupos nômades de caçadores ou de caçadores sedentários que percorrem estradas de exploração de madeira para suprir os trabalhadores da construção com carne de caça. O impacto da caça na fauna das florestas será muito diferente em cada uma dessas duas situações. A floresta está realmente vazia ou isso é um artefato de amostragem? Tirar amostras de vertebrados maiores é uma atividade especialmente difícil, já que muitos são noturnos ou arbóreos nas florestas tropicais e difíceis de contar.

### **Sucessão**

Alguns organismos são bons colonizadores, mais tarde eles serão substituídos por outras espécies que são boas competidoras (podem cres-

cer em sua própria sombra ou são mais eficientes em reunir nutrientes) e em determinado lugar isso segue um padrão bastante previsível – estas são as concepções fundamentais da sucessão. Odum (1969), em sua “estratégia de desenvolvimento dos ecossistemas”, e Vitousek e Reiners (1975), em sua “sucessão em ecossistemas e retenção de nutrientes”, investigaram essas ideias, que se baseiam na obra clássica de Clements (1916), a qual forneceu uma descrição histórica da pesquisa da sucessão.

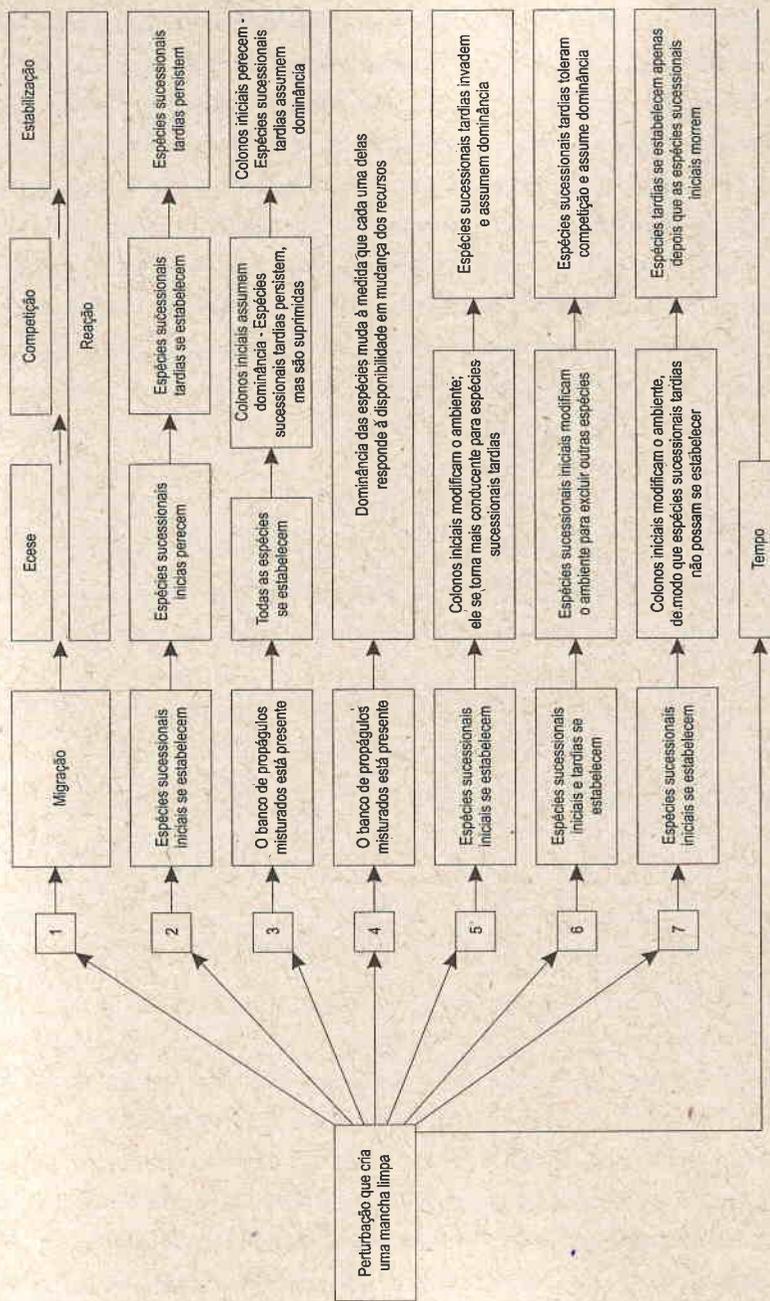
A sucessão é a tendência das comunidades vegetais de mudar com o tempo adotando um padrão um tanto previsível (Luken, 1990). Em todos os lugares, as comunidades vegetais se modificam conforme envelhecem. Isso envolve substituição de indivíduos e espécies, mudanças na estrutura populacional e alterações da luz e dos nutrientes do solo. Além disso, há muitas visões a respeito da progressão da sucessão, como se pode observar na Figura 6. A visão de Clements começa com uma mancha de chão limpo, que é então colonizada por sementes inerentes à mancha ou que migraram para ela, que se estabelecem por si mesmas ou não, dependendo dos nutrientes e da luz disponíveis. À medida que se desenvolvem, essas plantas se envolvem na competição com outras; algumas se tornam vencedoras, enquanto outras são removidas. Ao longo do tempo, estabilizam-se até certo ponto como espécies dominantes que monopolizam o espaço. Atualmente essa “florística de revezamento” é considerada uma descrição insatisfatória do processo. Egler (1954) propôs como alternativa uma “florística inicial”, enfatizando o papel da presença ou da ausência de propágulos (sementes ou brotos) de determinada espécie na mancha no início da sequência. Drury e Nisbet (1973) destacaram o processo de classificação em um gradiente de recursos, porque cada espécie tem um ótimo único para crescer ou se reproduzir. Pickett (1976 e 1982) adicionou o papel da competição nas concepções de Drury e Nisbet, corroborando essas concepções com um registro de vinte anos de sucessão estabelecida em lotes permanentes. Connell e Slatyer (1977) propuseram três modelos distintos de sucessão: facilitação, tolerância e inibição. O modelo de facilitação parece trabalhar principalmente em casos nos quais uma espécie vegetal melhora muito a condição dos nutrientes de um solo, como ocorre quando plantas fixadoras de nitrogênio

colonizam material arenoso e argiloso de origem glaciária ou areia de rio pobres em nutrientes. O modelo de tolerância propõe que espécies sucessionais tardias devem ser capazes de tolerar a baixa disponibilidade de recursos, a fim de emergir como dominantes. Pickett, Collins e Armesto (1987) também desenvolveram uma lista abrangente de causas, processos e fatores modificativos envolvidos na sucessão (Tabela 1).

Em áreas perturbadas e fragmentadas, as espécies sucessionais iniciais tendem a dominar à custa das espécies sucessionais tardias. Como são boas colonizadoras, elas também são mais capazes de acompanhar as mudanças climáticas pela migração, facilitando a migração e a adaptação das espécies sucessionais tardias. Em um ambiente em rápida mudança, não se sabe como isso termina e é algo difícil de prever, em virtude do argumento relativo ao modo individualístico das espécies abordado anteriormente.

Aproximadamente nos últimos dez milênios, as pessoas cortaram e queimaram a vegetação, cultivaram os solos e neles criaram animais, favorecendo os campos de gramíneas. Com isso, manejaram comunidades vegetais a fim de se beneficiar dessas atividades, embora continuassem a explorar florestas e outras comunidades sucessionais tardias. Esse impacto antropogênico sobre as trajetórias sucessionais traz ainda mais complexidade para os processos sucessionais naturais já discutidos. Os impactos humanos também fluem e refluem à medida que o homem maneja a terra de modo mais ou menos intensivo, às vezes cultivando-a de modo intensivo por centenas de anos, abandonando-a somente em decorrência do empobrecimento do solo, das guerras, da migração e de outros condicionantes que modificam as prioridades humanas sobre determinadas manchas de terra.

Pensando de maneira mais ampla, isso implicou certo grau de transição florestal ao longo do tempo. A floresta secundária sucessional recuperada e as florestas plantadas podem ser responsáveis por quantidades significativas de sequestro de carbono, que compensam ao menos parte das emissões do corte raso e da exploração seletiva de madeiras das florestas (Nilsson & Schopfhauser, 1995). As condições sob as quais uma região passa da fase de desflorestamento para a de florestamento são, em



**FIGURA 6.** Teorias propostas para explicar a dinâmica sucessional após perturbações.  
 Fonte: Gráfico baseado em Luken, 1990, p. 4.

grande parte, uma fronteira de pesquisa inexplorada. Uma exceção a isso foi a recente formulação da teoria de transição florestal (Rudel, 1998; Rudel *et al.*, 2005). O discurso científico e a análise política são afetados pela hipótese de que as dinâmicas do desmatamento e da restauração são as mesmas. É razoável supor que, à medida que o desmatamento desacelera e é substituído por uma crescente taxa de restauração florestal, ocorrem mudanças na sociedade civil e nos regulamentos governamentais que facilitam a transição do desmatamento para a restauração. Essa mudança comportamental é um processo afetado tanto por atores em nível local como por agentes estaduais e federais.

**TABELA 1.** Causas gerais de sucessão, processos contribuintes e fatores modificadores

Causas gerais	Processos contribuintes	Fatores modificadores
Disponibilidade de lugar	Perturbação	Tamanho, gravidade, tempo, dispersão
Disponibilidade de espécies	Dispersão	Configuração da paisagem, agentes de dispersão
	Propágulos	Uso da terra, tempo desde a última perturbação
	Recursos	Solo, topografia, história do lugar
Desempenho das espécies	Ecofisiologia	Requisitos de germinação, taxas de assimilação, taxas de crescimento, diferenciação genética
	Histórico de vida	Alocação, <i>timing</i> e modo reprodutivo
	Estresse	Clima, história do lugar, ocupantes anteriores
	Competição	Competição, herbívoros, disponibilidade de recursos
	Alelopatia	Química do solo, micróbios, espécies vizinhas
	Herbívoros	Clima, predadores, defesas e vigores vegetais, características das manchas comunitárias

Fonte: Pickett, Collins, Arnesto, 1987, como apresentado em Luken, 1990, p. 6.

Em diversas publicações recentes, Rudel *et al.* (2005, pp. 23-31) aludiram a experiências de vários países que aparentam passar por uma transição florestal, de um período de alto desmatamento para um período de taxas declinantes, e alguns finalmente para um período de reflorestamento. Essa transição ocorre em diversos casos, mas a reviravolta do

desmatamento para a restauração ocorre em escalas temporais e espaciais muito diferentes – e, em certos casos notáveis, não acontece. Ocorreu na Europa do norte entre 1850 e 1980, mas parece não ter acontecido na Europa do sul. Outras pesquisas são necessárias para entender a dinâmica dos sistemas sociais e ambientais e para ter maior noção de que as retroalimentações sociais e ambientais podem entrar em jogo em diferentes estágios dessa transição potencial. Aparentemente, em alguns lugares essa dinâmica está associada com a criação de empregos fora da propriedade rural, o que atrai agricultores para fora da terra (Polanyi, 1944; Mather, 1992), induzindo assim a recuperação espontânea de florestas em campos antigos e abandonados. Em outros lugares, a escassez de produtos florestais induziu iniciativas de restauração tanto pelo governo como pelos proprietários privados (Foster & Rosenzweig, 2003).

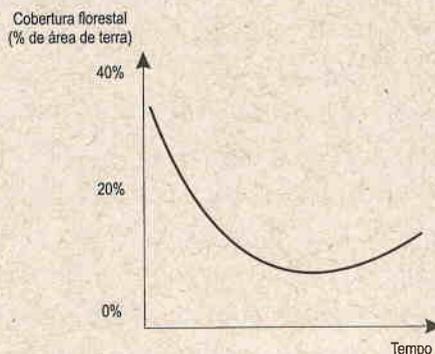
A Figura 7 apresenta um modelo esquemático da transição florestal. A curva pode divergir ao longo de diversas direções no ponto inferior (floresta indo na direção de zero, permanecendo invariável ou aumentando), assim como ao longo do caminho do reflorestamento (com taxas declinantes de reflorestamento, nivelando-se horizontalmente em alguma porcentagem de cobertura florestal ou crescendo constantemente). Essa transição ocorre em diversas escalas, da propriedade individual a municípios, estados e nações. Rudel *et al.* (2005) analisaram esses processos em escala nacional usando dados da Organização para Agricultura e Alimentação (FAO) das Nações Unidas, e foi nesse nível que a teoria da transição florestal foi proposta e testada.

Embora os conjuntos de dados nacionais e globais ofereçam o benefício de maior escala espacial, costumam ser prejudicados por inconsistências na qualidade dos dados relatados e pelas diferentes definições a respeito do que constitui uma floresta. Para melhor entender a dinâmica das mudanças de cobertura da terra, pode ser útil focar estados dentro de países para os quais há dados de alta qualidade e que permitem uma análise mais detalhada dos processos sociais e ambientais. A transição não é trivial em suas consequências ambientais (sequestro de carbono, biodiversidade; ver Foley *et al.*, 2005). Na década de 1990, 38% dos países do mundo apresentaram crescimentos nas coberturas florestais, mas a

reviravolta veio em pontos muito diferentes de sua trajetória de desmatamento. Alguns países começaram a fase de reflorestamento em 40% da cobertura florestal original, ao passo que outros a começaram somente quando a cobertura floresta estava próxima de 0%. A diferença em relação ao momento em que ocorre a transição tem implicações importantes para a biodiversidade das florestas que crescem de novo. Ruden *et al.* (2005, p. 27) observam que dinâmicas muito diferentes caracterizaram a transição da Europa do norte no século XX e o que tem acontecido na Ásia nos últimos quinze anos. O papel do governo em regiões asiáticas, em resposta à escassez de produtos florestais e às inundações crescentes, é muito maior e tem resultado em campanhas de reflorestamento agressivas. Na China, esse esforço foi organizado de modo centralizado (Zhang *et al.*, 2000; Fang & Wang, 2001), enquanto na Índia, aparentemente, os conselhos municipais intensificaram a cobertura florestal de modo descentralizado (Singh, 2002; Foster & Rosenzweig, 2003).

### Biogeografia insular

A biogeografia insular é uma das teorias mais influentes em biologia e tem sido foco de importantes iniciativas teóricas e experimentais (MacArthur & Wilson, 1967; Simberloff & Wilson, 1969). O conceito



**FIGURA 7.** Diagrama que ilustra a teoria da transição florestal, na qual áreas florestais são reduzidas constantemente ao longo do tempo, e, em certo momento ao longo da trajetória temporal, o reflorestamento começa a crescer acima da taxa de desflorestamento, resultando na restauração da cobertura florestal.

básico é de que a quantidade de espécies existentes em uma ilha ocorre em função de seu tamanho (um substituto para recursos) e de sua distância de uma fonte continental de imigrantes. Aparentemente, o conceito aplica-se bem a ilhas no oceano, separadas por boas distâncias de outras ilhas e de continentes, mas há questões sérias a respeito de quão bem se aplica quando usado para tratar de “ilhas” de hábitat dentro de grandes massas de terra (Ferraz *et al.*, 2007), já que o isolamento requerido não é tão grande quanto o imaginado por aqueles que procuraram aplicar a teoria para estudar, por exemplo, fragmentos da floresta Amazônica.

Os efeitos de borda podem ter consequências decisivas na dinâmica florestal (Laurance *et al.*, 2006), pela redução significativa do tamanho da mancha que não está na borda e também pela dificuldade de manter o isolamento entre as manchas em uma massa de terra continental, devido à composição vegetal em rápida mudança, à dinâmica sucessional e à competição que resulta em conectividade e corredores entre as manchas. Bailey (2007) aborda a questão da fragmentação em contraste com a perda do hábitat total e o impacto dos corredores na conservação da biodiversidade. O autor sugere que o objetivo não deveria ser a biodiversidade em si, mas a sustentabilidade da comunidade da floresta aberta, e que, desse modo, a finalidade da biodiversidade toma conta de si mesmo, mas o contrário não é verdadeiro.

Ainda que as paisagens sejam afetadas pelas decisões do homem em vários níveis da sociedade, os processos físicos que produzem mudanças da paisagem (corte raso, pastoreio, construção de casas) envolvem mais frequentemente comunidades e indivíduos. As decisões dos indivíduos que agem individual ou coletivamente sofrem o impacto da ecologia do local, mas também a determinam. Os atores humanos têm a capacidade de escolher entre padrões de uso da terra com características sociais e econômicas que são similares, mas podem ter impactos ecológicos muito diferentes.

Da perspectiva da paisagem, o principal resultado das decisões individuais e coletivas sobre o uso da terra é que hábitats naturais ou seminaturais deixam de existir em grandes manchas, sendo reduzidos a fragmentos. O tamanho declinante das manchas naturais cria uma situa-

ção em que a razão entre a área em sua borda (portanto, exposta a áreas com diferentes características) e a área em seu centro é substancialmente maior que antes do impacto humano. Como resultado, uma área grande sofre risco maior de invasão pelo gado, por caçadores e por coletores que antes achavam difícil ou inconveniente alcançar o centro de uma mancha grande, etc. Devido ao aumento das perturbações nas bordas, pequenas manchas perdem mais espécies do que se poderia supor com base em seus tamanhos reduzidos. As áreas de bordas também correm maior risco de incêndio acidental e invasão por espécies de plantas não nativas, são mais acessíveis a predadores das manchas de hábitat vizinhas e sofrem mais danos pelo vento do que as áreas internas. Mudanças de temperatura, umidade e luz ao longo das bordas podem mudar ainda mais as características de uma pequena mancha e alterar as comunidades de plantas e animais que dela dependem (Schelhas & Greenberg, 1996; Laurance & Bierregaard, 1997; Bierregaard *et al.*, 2001).

A conectividade, isto é, a capacidade da paisagem de suportar o movimento de dada espécie através da paisagem, é uma preocupação crescente dos biólogos da conservação. À medida que a conectividade de uma paisagem aumenta do ponto de vista humano (em geral devido ao aumento da rede de estradas), a conectividade diminui para muitas outras espécies (With & King, 1999). Ainda que possamos ver muitas espécies animais cruzando paisagens humanas (por exemplo, veados, lobos e tartarugas atravessando estradas ou se movimentando em nossos quintais), as paisagens alteradas substancialmente para o uso humano atuam como barreiras ao movimento das espécies animais e plantas. Em alguns casos, essas barreiras são incompletas – muitas tartarugas morrem nas estradas, mas algumas conseguem atravessá-las. Em outros casos, a passagem é essencialmente impossível: cidades ao longo de paisagem, como vales de rios, podem eliminar efetivamente as trocas genéticas entre populações de plantas e animais previamente conectadas; represas podem barrar permanentemente a reprodução de peixes por bloquearem a viagem a seus lugares de reprodução. Assim, os efeitos de borda e a falta de conectividade podem reduzir o valor de conservação dos hábitats remanescentes a menos do que sua área mapeada poderia sugerir, aumentando o impacto da fragmentação (Debinski & Holt, 2000).

## Teorias do equilíbrio e do não equilíbrio

Na década de 1980, o uso do conceito de ecossistema foi criticado por aquilo que pareceu ser uma ênfase exagerada no equilíbrio. Nesse período emergiu um novo paradigma que, segundo Zimmerer (1994), é caracterizado pela ênfase nos desequilíbrios, nas instabilidades e até nas flutuações caóticas. A incorporação dessa importante mudança no pensamento tem sido desafiadora para os cientistas sociais, pois eles podem ter interações limitadas com ecólogos, que adotaram essa abordagem mais dinâmica à complexidade do sistema, competição, coexistência e composição da comunidade. Holling (1973) foi um dos primeiros a sugerir que os sistemas naturais estão continuamente em estado transiente e que a atenção deve ser concentrada em como eles persistiram (posteriormente, nas características, como a resiliência, que contribuíram para a persistência). Anos depois, Wiens (1977) considerou que as noções de equilíbrio não pareciam se ajustar a realidades empíricas em ambientes áridos e semiáridos, especialmente as respostas de comunidades de aves à variação ambiental (ver Wiens, 1984). Ele propôs que as comunidades naturais existiam ao longo de uma série contínua – de estados de equilíbrio para estados de não equilíbrio. O primeiro seria encontrado onde houvesse variação de baixa a moderada, e o segundo onde as condições fossem mais adversas e imprevisíveis (Wiens, 1977). Ellis e Swift (1988; Ellis, Caughenour, Swift, 1993) continuaram a identificar várias pastagens que poderiam ser mais bem caracterizadas com sistemas de não equilíbrio, embora persistentes, especialmente em áreas onde o coeficiente de variância para precipitação excedia 30%.

Estudos recentes foram além e questionaram onde o equilíbrio pode realmente existir (Berkes, Colding, Folke, 2003; McCabe, 2004). Eles sugeriram que o pensamento dos sistemas acoplados socioecológicos encaixa-se melhor com o que encontramos no manejo ambiental e de recursos, onde as incertezas, imprevisibilidades e questões escalares predominam – tornadas ainda mais complexas por considerações de política, economia, etc. Isso não quer dizer que o equilíbrio não existe, e alguns sugerem que os sistemas podem se organizar em torno de alguns

estados de equilíbrio ou estáveis (Berkes, Colding, Folke, 2003; Gunderson & Holling, 2002). Essa é uma visão mais complexa do que as propostas iniciais de Holling, nas quais os sistemas são dinâmicos, adaptativos e responsivos a condições em mudança, mas podem mudar de estado para manter a resiliência.

### **Biodiversidade e processos/serviços em ecossistemas**

Essa questão pode dividir os ecólogos da conservação e os cientistas sociais em relação a sua ênfase diferente sobre o ambiente ou as pessoas. A biodiversidade como prioridade dos biólogos pode ser algo controverso. Em geral, pensa-se que biodiversidade maior é igual a produtividade maior e maior estabilidade do ecossistema, ao menos em escalas locais (Loreau *et al.*, 2001). Somente isso lhe dá um lugar santificado entre as prioridades dos biólogos. Muito mais trabalho é necessário para estabelecer quão verdadeiro isso pode ser ou não em escalas maiores.

HÁ UM CONSENSO DE QUE AO MENOS UMA QUANTIDADE MÍNIMA DE ESPÉCIES É ESSENCIAL PARA O FUNCIONAMENTO DOS ECOSSISTEMAS SOB CONDIÇÕES CONSTANTES E DE QUE UMA QUANTIDADE MAIOR DE ESPÉCIES É PROVAVELMENTE ESSENCIAL PARA MANTER A ESTABILIDADE DOS PROCESSOS DOS ECOSSISTEMAS EM AMBIENTES EM MUDANÇA. (LOREAU *ET AL.*, 2001)

No entanto, essa ainda é uma questão aberta, ou seja, se o que ocasiona isso é a diversidade em si ou a presença de espécies específicas realizando funções específicas.

O que os cientistas sociais que trabalham com ecólogos e biólogos da conservação precisam entender é que há muitas razões, entre elas as estéticas, culturais e econômicas (e não apenas biológicas), pelas quais podemos desejar conservar a biodiversidade. Da perspectiva funcional, as espécies têm importância na medida em que suas características individuais e interações contribuem para manter as funções e a estabilidade dos ecossistemas e dos ciclos biogeoquímicos que os sustentam. No entanto, ainda estamos nos estágios iniciais da compreensão do papel de determinadas espécies em um ecossistema e da capacidade de prever as

respostas deste à remoção ou ausência de determinada espécie. Alguns biólogos propuseram o conceito de “espécie-chave” – uma espécie que tem um efeito desproporcional sobre a estrutura da sua comunidade – como uma maneira de abordar essa necessidade, mas são poucas as evidências empíricas que definem claramente o que é e o que não é uma espécie-chave (ver Paine, 1969, primeiro a definir o conceito de “espécie-chave”). Muitas vezes, as qualidades-chave de uma espécie só se tornam claras após sua remoção do ecossistema – por exemplo, a quase extinção de lontras do mar levou à desestabilização das florestas de algas do Pacífico. Portanto, é praticamente impossível saber o que é uma espécie-chave até o sistema ter sido, por exemplo, pressionado pela remoção de um predador importante.

Menos controverso, mas ainda assim fonte de equívocos, é o valor dado pelos biólogos aos bens e serviços dos ecossistemas, talvez de modo mais importante em termos de ar limpo e água limpa, e seu papel no sequestro de carbono (Daly & Cobb, 1994). Os economistas parecem ter menos problemas, em parte porque os ecólogos adotaram uma terminologia econômica de bens e serviços para o que são fundamentalmente recursos naturais, em um esforço para atribuir-lhes valores, em vez de eles serem vistos como bens livres e, portanto, sujeitos à “tragédia dos bens comuns”. No entanto, às vezes os antropólogos culturais e outros de perspectiva mais humanista rejeitam a ideia de que o ar, a água e o carbono podem ou devem ser quantificados em termos monetários. Esse problema não é muito sério, e na atual modelação dos ecossistemas é fundamental tentar atribuir valores a cada componente e revisitar-los à medida que nosso entendimento científico nos der uma maneira melhor de aferi-los. Também é importante observar – e lembrar ecólogos e biólogos da conservação – que os recentes e ótimos resultados da comunidade de interações homem-ambiente sugerem que as pessoas tendem a conservar florestas em propriedades particulares motivadas mais por valores estéticos e morais do que por valores econômicos (Koontz, 1997; Moran & Ostrom, 2005), e que a maioria dos programas governamentais não é eficaz o bastante para estimular os indivíduos a conservarem as florestas.

## O conceito de ecossistema na biologia e nas ciências sociais<sup>2</sup>

O sistema ecológico, ou *ecossistema*, foi uma das abordagens mais duradouras vindas das ciências biológicas, mas muitos cientistas sociais não cresceram com ela. Essa unidade fundamental é uma ferramenta heurística usada para descrever a interação entre componentes vivos e não vivos de determinado hábitat. Observou-se que tanto os ecossistemas terrestres quanto os aquáticos apresentam semelhanças notáveis na maneira como respondem ao estresse: biodiversidade reduzida, produtividades primária e secundária alteradas, maior prevalência de doenças, eficiência reduzida do ciclo de nutrientes, maior domínio de espécies exóticas e maior presença de espécies oportunistas menores e de vida curta (Rappoport & Whitford, 1999).

Ainda que referências à interdependência dos organismos biológicos possam ser encontradas na maior parte do século XIX, o conceito de ecossistema não foi articulado até 1935, quando A. G. Tansley o propôs, em uma iniciativa de enfatizar os aspectos dinâmicos das populações e comunidades. Um ecossistema inclui “todos os organismos de determinada área, interagindo com o ambiente físico, de modo que um fluxo de energia leva a uma estrutura trófica claramente definida, à diversidade biótica e aos ciclos materiais (Odum, 1971, p. 8; ver também a análise detalhada dos conceitos como usados na biologia em Golley, 1984).

Afirma-se que os ecossistemas se mantêm por si mesmos e são autorreguladores, suposição que afetou os estudos dos ecossistemas e também foi questionada por biólogos e por antropólogos. O conceito de *homeostase*, que, no passado, foi definido como a tendência dos sistemas biológicos de resistir à mudança e permanecer em estado de equilíbrio (Odum, 1971, p. 34), levou a uma ênfase exagerada sobre as considerações estáticas e a uma avaliação do papel do homem como basicamente desagregadora. Estudos mais recentes enfatizaram, em vez disso, as propriedades emergentes dos sistemas complexos como característicos dos ecossistemas (Levin, 1998).

---

<sup>2</sup> Esta seção baseia-se na discussão publicada em Emílio Moran, *Human Adaptability: an Introduction to Ecological Anthropology* (Boulder: Westview Press, 2007).

A qualidade cibernética dos ecossistemas leva naturalmente ao uso da análise de sistemas, que se tornou uma abordagem útil, já que começa com um modelo holístico de seus componentes e inter-relações. No entanto, logo depois começa a simplificar essas complexas interações de forma a poder estudar quantitativamente o comportamento do todo e de determinadas partes de um sistema ecológico (Odum, 1971, pp. 276-292). A teoria de sistemas proporciona um amplo arcabouço para analisar a realidade empírica e ultrapassar fronteiras disciplinares. À guisa de limitação, as abordagens de sistemas ainda precisam recorrer a outras teorias e desenvolver mensurações baseadas em critérios diferentes daqueles sugeridos pelo próprio sistema. Basicamente, essa teoria é uma perspectiva que apresenta bastante semelhança com o holismo: um sistema é um todo integral e nenhuma parte dele pode ser entendida separadamente. No início, os estudos enfocaram sistemas fechados, entendidos por meio de retroalimentações negativas que mantinham o equilíbrio funcional. Posteriormente, a análise de sistemas abordou sistemas abertos, refletindo a retroalimentação positiva, os fenômenos oscilantes não lineares e os comportamentos dotados de propósito dos atores humanos. Tais comportamentos são distribuídos de forma desigual e diferencial, conduzindo a conflitos a respeito de objetivos e a comportamentos sistêmicos que refletem a distribuição interna de poder. Atualmente as abordagens estocásticas são mais comuns. Usam abordagens de modelagem dinâmica, como STELLA (Constanza *et al.*, 1993), e modelos baseados em agentes inteligentes, como SWARM e SUGARSCAPE (Epstein & Axtell, 1996; Grimm *et al.*, 2008; Walker Perez-Barberia; Marion, 2006; Parker *et al.*, 2003). A primeira abordagem é um modelo do tipo ecossistema, ao passo que a segunda constitui uma nova classe de modelos que simulam o “comportamento do agente inteligente”, baseado nos princípios da inteligência artificial (ver Deadman, 1999; Deadman *et al.*, 2004; LeBars *et al.*, 2005; Macy & Willer, 2002; Parker *et al.*, 2008). O estudo dos sistemas adaptativos complexos reconhece sua natureza não linear e presume que a complexidade associada a eles é apenas um fenômeno emergente das interações locais das partes desses sistemas (DeAngelis & Gross, 1992; Openshaw, 1994 e 1995; Epstein & Axtell, 1996; Langton, 1997).

O conceito de *ecossistema* ofereceu um arcabouço conceitual mais satisfatório para alguns cientistas do que várias teorias prévias, que proporcionavam uma configuração única dentro da qual ocorriam processos naturais e sociais. Ao contrário do que ocorria na ecologia cultural (Steward, 1955), esse conceito não colocava a cultura em primeiro lugar e a ecologia em segundo, nem considerava a organização social pela utilização dos recursos a tarefa de pesquisa necessária mais importante. Afirma-se que os ecossistemas são dimensionados para as necessidades do pesquisador e, portanto, podem ser definidos como qualquer coisa, de um pequeno lago até uma biosfera completa.

O uso desse conceito nas ciências sociais está associado com o trabalho de Andrew Vayda e Roy Rappaport (1976), que deu impulso mais forte a uma abordagem de ecossistema no campo da antropologia e ao seu uso sob a agenda de pesquisa de Adaptabilidade Humana (Human Adaptability) do Programa Internacional de Biologia (International Biological Program) (Moran, 2000). Supunha-se que, uma vez que os homens são apenas uma espécie na natureza, sujeita às mesmas leis das demais espécies, o uso dos princípios, métodos e ferramentas analíticas das ciências ecológicas acrescentaria muito ao nosso entendimento da nossa própria espécie. Vayda e Rappaport acreditavam que os antropólogos não deveriam hesitar em adotar as unidades biológicas (população, comunidade e ecossistema) como unidades de estudo, já que isso possibilitava uma abordagem mais abrangente para os estudos ecológicos. Até mesmo os tópicos de pesquisa podem ser formulados em termos que façam sentido para as duas disciplinas. Vayda e Rappaport mostram que os ecólogos têm compartilhado diversas áreas de interesse com a antropologia: formas de definir direitos territoriais, meios de estabelecer a identidade grupal e mecanismos para estabelecer zonas de proteção. Todas essas áreas podem ser vistas “ecologicamente” como um comportamento regulador ou atendendo a uma função homeostática. Essa visão foi violentamente criticada porque parece um argumento de seleção de grupo. Para testar devidamente as hipóteses ecológicas, é requerida uma diversidade de informações, e nenhum pesquisador pode esperar obter êxito em reunir toda ela. É possível que a própria experiência de trabalho

de campo de Vayda e Rappaport em Papua Nova Guiné como parte de uma grande equipe interdisciplinar que estudava a guerra nessa região os tenha levado a ver o valor do ecossistema como um integrador do trabalho entre ecologia, geografia e antropologia (Vayda & Rappaport, 1976, p. 23).

O estudo de Vayda sobre como a guerra na Papua Nova Guiné estava relacionada a flutuações populacionais, mudanças nas razões homem/recursos e competição de diferentes clãs da região montanhosa por hortas e porcos é um exemplo notável de abordagem de ecossistema (Vayda, 1974 e 1976). Rappaport, ao trabalhar na mesma região, ficou mais interessado em como o ritual serve para regular:

1. O tamanho do rebanho suíno.
2. A frequência da guerra.
3. A disponibilidade de terra hortícola dentro de uma distância razoável de caminhada do povoado.
4. A duração do ciclo de pousio.
5. A força militar e as alianças de uma tribo e a probabilidade de ela manter seu território.

Rappaport não está realmente interessado nas decisões individuais dos Tsembaga Maring à medida que eles veem seu rebanho suíno aumentar até o ponto de se tornar uma ameaça ao sistema ecológico humano. Em vez disso, ele considera que o sistema “percebe” o fardo de ter tantos porcos. Quando o limite do sistema é alcançado, os mais velhos recomendam um ritual de abatimento. Esse ritual reduz a quantidade de porcos e facilita a aliança entre os grupos vizinhos. A guerra acontece, e sua ocorrência serve para distribuir a população na paisagem e fazer o sistema retornar às “condições iniciais” ou a um estado de equilíbrio.

Bennett criticou a abordagem de Rappaport por seu uso de analogias biológicas, mas reconhece que ela é importante “como uma demonstração concreta do fato de que o comportamento dos homens uns com os outros, e também com a natureza, é parte dos ecossistemas” (Bennett, 1976, p. 182). A principal diferença entre Rappaport e Bennett reside na ênfase do primeiro sobre o fato de que a natureza sistêmica dos ciclos de retroalimentação pode ser encontrada em comportamentos cultural-

mente padronizados, como o complexo da guerra ritual. Bennett concorda que esses comportamentos padronizados podem ser difundidos em culturas tecnologicamente simples. No entanto, ele sustenta que, se esse fato for sempre assumido como “dado”, o papel da tomada de decisão individual poderá ser negligenciado. Segundo Bennett, essa tomada de decisão desempenha um papel maior nas culturas tecnologicamente complexas atuais. Há populações que estão mais “teleconectadas” à economia global do que outras e, assim, são influenciadas por eventos distantes em sua tomada de decisão. Ainda que haja no mundo alguma população desacoplada da economia global, existem populações rurais que ainda respondem diretamente aos sinais ambientais em torno delas e ajustam seu comportamento de forma correspondente – enquanto há outras que não agem sem consultar os preços dos mercados de *commodities*. Atualmente, as decisões humanas a respeito do uso do ambiente têm sido cada vez mais baseadas em considerações institucionais e tecnológicas. Bennett considerou artificial a distinção entre ecologia cultural e abordagem de ecossistema. Para ele, a escolha de uma abordagem em detrimento de outra dependia do tamanho e da complexidade do grupo em estudo. Entre tribos pequenas com tecnologias primitivas, a abordagem do ecossistema pode ser empregada uma vez que as interações homem-ambiente nessas tribos estejam incorporadas a tradições culturais (Rappaport, 1968). De outro lado, em culturas maiores, complexas e tecnologicamente avançadas, as instituições e a tecnologia criaram uma distância entre a população e seu ambiente. Os estudos das sociedades modernas devem investigar essas instituições e os processos decisórios que afetam a natureza e o homem. Segundo Bennett, nesses contextos a abordagem de ecossistema não funciona bem porque não é capaz de pesquisar os processos dinâmicos das instituições e os processos conscientes de escolha entre alternativas devido à complexidade dos sistemas. Um problema semelhante afetou a ecologia cultural (ver o Capítulo 2), que se aplica bem aos estudos de populações como caçadores-coletores, os quais se organizaram de formas distintas para explorar a característica comportamental da caça e das plantas que se desenvolvem em seu ambiente silvestre – mas que não se aplica à economia política do açúcar no

Caribe –, um dos primeiros exemplos da indústria global orientada pelas flutuações do preço da *commodity*. Essa foi uma das principais razões para o abandono da abordagem de ecossistema na década de 1980, quando então as abordagens baseadas em atores tornaram-se dominantes. No entanto, o desenvolvimento da modelagem baseada em agentes no final da década de 1990 e início de 2000 permite hoje a análise de sistemas complexos e o comportamento de agentes individuais em paisagens espacialmente explícitas (entre outros, Deadman, 1999; Evans & Kelley, 2004 e 2008; Parker *et al.*, 2003; Deadman *et al.*, 2004), sem que seja necessário abandonar o conceito de ecossistema.

Uma questão importante suscitada pelo estudo de Rappaport (1968) é a utilidade do conceito de homeostase. Do modo usado por ele, o conceito tornou-se equivalente ao equilíbrio. Em modelos de equilíbrio, a atenção é dada à maneira como as práticas culturais ajudam a manter as populações humanas em uma relação estável com seu ambiente. Essa visão é o protótipo do neofuncionalismo e tem suas desvantagens: enxerga o atual estado do sistema como regra e exagera na ênfase das funções da retroalimentação negativa na negligência da dinâmica da mudança acelerada pela retroalimentação positiva. Esse ponto de vista tende a impedir que os comportamentos sejam não adaptativos, o que sem dúvida são em certas situações (Alland, 1975; Eder, 1987).

A adaptação ao ambiente não é, contudo, uma simples questão de retroalimentação negativa. A correção do sistema por meio dela funciona de modo mais eficaz nos níveis inferiores de um sistema. Os níveis superiores funcionam em um nível mais geral, em que a incerteza e a imprecisão permitem a reinterpretação e a reestruturação constantes das propriedades do sistema como respostas às perturbações. A homeostase e o equilíbrio dinâmico não significam imutabilidade. Ao contrário – requerem ajuste constante das partes do sistema e até mesmo alguma mudança na estrutura (em resposta às perturbações) (Rappaport, 1977, p. 69). Em outras palavras, apesar de os sistemas terem mecanismos de ordem inferior funcionando para manter a estabilidade, também têm mecanismos de nível superior, isto é, respostas menos especializadas que podem reordenar o sistema para assegurar sua sobrevivência. Embora a seleção de grupo fosse, em grande

medida, rejeitada sob a lógica da seleção consanguínea e do altruísmo recíproco, houve nos estudos da evolução biológica o ressurgimento de teorias que consideram e acham um lugar para a seleção de grupo (Wilson, 1980 e 1983; Sober & Wilson, 1998).

Muitos problemas devem ser reconhecidos no modo como o conceito de ecossistema foi usado: a tendência de reificá-lo e dar-lhe propriedades de um organismo biológico; a ênfase exagerada sobre os fluxos energéticos e as medições de calorias; a tendência de modelos que ignoram o tempo e as mudanças estruturais (e a ênfase exagerada na homeostase); a tendência de negligenciar o papel do indivíduo; a falta de critérios claros para definir as fronteiras dos sistemas; e a mudança de nível entre estudo de campo e análise de dados (ver uma análise desses problemas em Moran, 1990). Os problemas de reificação foram abordados por uma ênfase em como os indivíduos modificam o ambiente, em vez de simplesmente se adaptarem a uma natureza reificada (Boster, 1983; Crumley, 1994; Balée, 1998). Hoje, poucos acadêmicos sugeririam que a medição do fluxo de energia deveria ser uma preocupação central dos estudos de ecossistemas. As preocupações passaram a ser o ciclo de nutrientes, a tomada de decisão, a complexidade nos sistemas e a perda de biodiversidade (Jordan, 1987; National Science Board, 1989; Levin, 1998; NRC, 1999a; Lansing, 2003). O papel dos indivíduos e das unidades domésticas também floresceu (Lees & Bates, 1990; Wilk, 1990; Rindfuss *et al.*, 2003; Chowdhury & Turner, 2006). Como limitar a pesquisa é um dos desafios mais persistentes dos pesquisadores, porém abordagens mais sofisticadas foram propostas, como as “fronteiras matizadas” historicamente variáveis (Ellen, 1990; Allen, 1988).

Não se deve esperar que a perspectiva de ecossistema solucione o desafio proposto pela ligação das dimensões naturais e sociais das mudanças ambientais. Será necessária uma cooperação estreita entre os cientistas biológicos e comportamentais para gerar um estudo integrado de pessoas em ecossistemas (ver Moran & Ostrom, 2005). No futuro, os estudos tenderão a ser mais frutíferos quando integrarem às abordagens gerais de sistemas, como a de ecossistema, com o estudo de como os atores desenvolvem suas próprias estratégias. Não há motivo para que as

duas perspectivas não possam ser usadas, e há evidências de que os pesquisadores já começaram a equilibrar a preocupação com o indivíduo e a preocupação com a população. Uma maneira de superar a tendência de modelos de equilíbrio estático é estudar como as populações adaptam-se a certos tipos de estresse. Ao estudar a resposta dos indivíduos aos riscos, podemos responder perguntas como: Quem responde? O estresse provoca mudanças na estruturação da população? Os padrões culturais mudaram? Como as pessoas percebem a gravidade do estresse a que estão respondendo? Como a população humana se ajusta ao fim do estresse? Essas perguntas tendem a ser mais produtivas na esquematização das inter-relações sistêmicas em populações que estão passando por situações de mudança do que naquelas com situações estáveis (ver Less & Bates, 1990; Vayda, 1983; para uma análise com uma perspectiva não homeostática, ver McCabe, 2004).

Com relação ao conceito de ecossistema, visões mais recentes destacam a “ecologia da paisagem”, isto é, o estudo dos padrões de cobertura da terra, suas causas e implicações (M. Turner *et al.*, 2001). A cobertura da terra pode referir-se a comunidades de vegetação e outras feições naturais, como dunas, ou comunidades humanas e outras construções humanas, ou, o que é mais útil, a todas elas. Ao considerar os processos subjacentes a esses padrões, a ecologia da paisagem mostra a importância do contexto no estudo das relações homem-ambiente. Se o homem existia em ilhas de casas, pastos e campos inseridos em florestas e savanas, hoje o inverso é comum. Florestas e savanas não cultivadas existem como ilhas entre paisagens urbanas, suburbanas e agrícolas. No entanto, tais padrões não ocorrem universalmente, mesmo dentro de zonas de características biofísicas similares. O foco sobre os diferentes processos que levam a efeitos diferentes em meio a áreas semelhantes ou a efeitos semelhantes em áreas diferentes orienta nossa atenção para as interações entre as variáveis que levam às mudanças de cobertura da terra.

Inicialmente, os ecólogos da paisagem tendiam a tratar as comunidades humanas e suas estradas, rebanhos e outros objetos como perturbações exógenas, focando seus esforços no entendimento de como os processos biofísicos formavam os padrões da paisagem – por exemplo,

como padrões subjacentes de solo ou topografia afetam a distribuição dos tipos de vegetação. À medida que as ciências sociais foram sendo incorporadas à ecologia da paisagem (NRC, 1998a), as ações e os processos humanos juntaram-se à lista de fatores que produzem padrões de paisagem. No desenvolvimento do campo de mudanças globais, os impactos da interação dos processos humanos e biofísicos sobre os padrões da paisagem finalmente estão sendo explorados e modelados de forma completa. É fundamental que as teorias das ciências naturais e biológicas, e também as das ciências sociais, sejam reunidas para permitir um entendimento mais completo desses complexos sistemas. Um modo de fazer isso é usar métodos espacialmente explícitos que possam utilizar completamente os dados empíricos e as teorias de todas as ciências, como discutiremos no próximo capítulo.