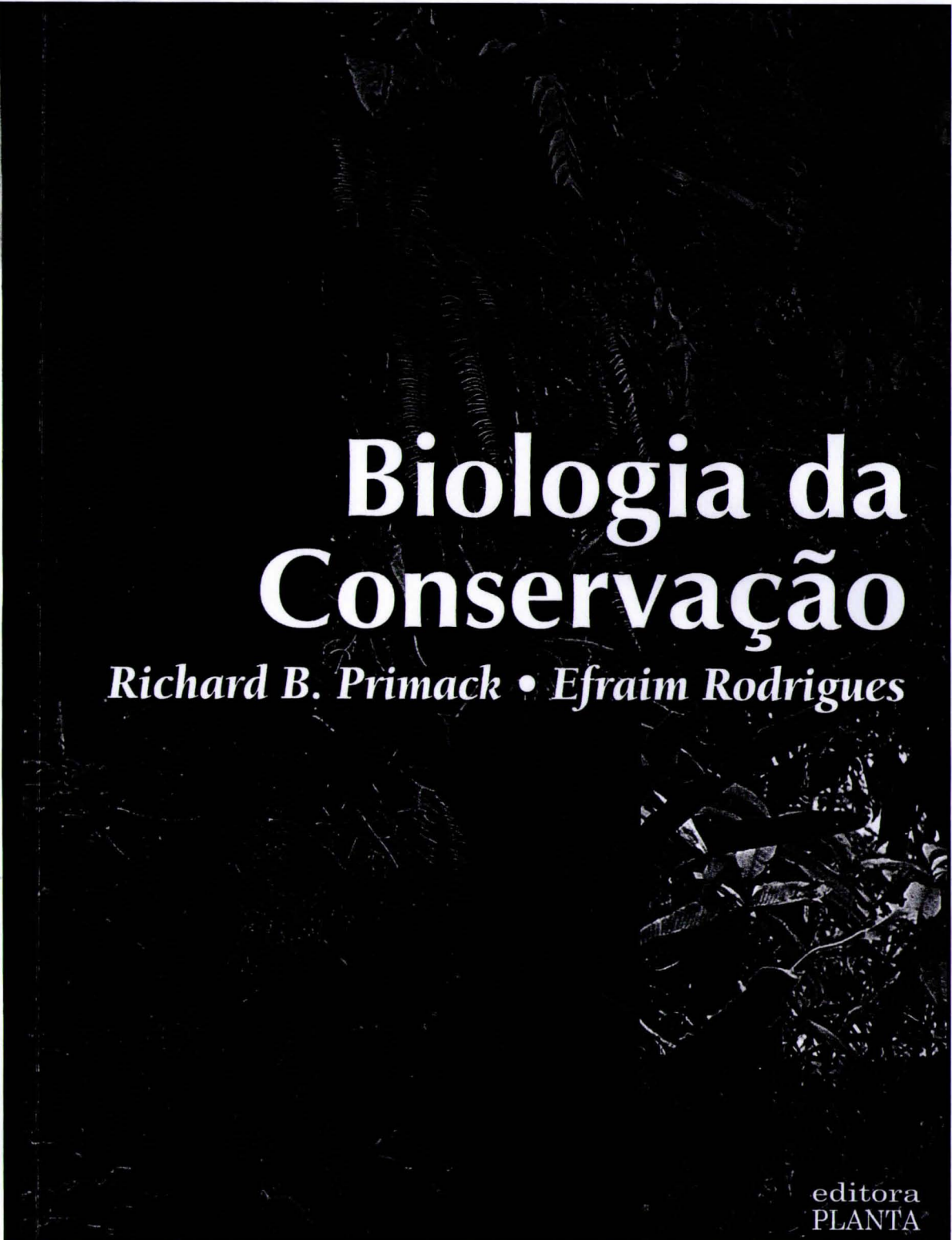




Biologia da Conservação

Richard B. Primack • Efraim Rodrigues

editora
PLANTA



EFRAIM RODRIGUES

(efraim@efraim.com.br) formou-se em Engenharia Agrônoma na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - USP em 1986, doutorou-se em Biologia na Universidade de Harvard em 1998.

Professor Associado de Preservação de Recursos Naturais e Coordenador do Laboratório de Ecologia da Paisagem na Universidade Estadual de Londrina. Trabalha com ensino, pesquisa e consultoria nas áreas de Ecologia, Restauração, Fragmentação de Florestas Tropicais, Efeitos de Borda, Microclima Florestal e Sistemas Computarizados de Geoprocessamento.

Companhia Vale do Rio Doce, JICA (Japan International Cooperation Agency), FAO, Nestlé, Prefeitura de São Paulo e Departamento de Proteção de Recursos Naturais do Estado de São Paulo, são algumas das instituições para as quais já prestou serviços.

Efraim produz a coluna semanal "Ambiente por Inteiro" veiculada semanalmente em Rádio, Jornal, revistas e Internet, nas regiões Sul e Sudeste.

Os fins de semana ajuda escolas do Rio de Janeiro, Paraíba-SP, Brasília-DF, Curitiba e Londrina-PR a transformar o lixo de cozinha em adubo orgânico.

Autor dos livros Ecologia da Restauração e Histórias Impublicáveis sobre Trabalhos Acadêmicos e seus autores.

Biologia da Conservação

Richard B. Primack
Universidade de Boston

Efraim Rodrigues
Universidade Estadual de Londrina

A CAPA

Fotografia de Fernando Fernandes, com arte final da Visualitá Criação Visual. Os quadrados coloridos, sobrepostos com a imagem em detalhe do Parque Nacional do Caparaó, sugerem os pixels de uma imagem de satélite. Para a Conservação, grande escala e pequena escala se sobrepõem e interagem entre si.

Copyright© by Richard B. Primack e Efraim Rodrigues

Capa, Projeto Gráfico e Diagramação
Visualitá Programação Visual
e Marcelo Manduca

1ª Impressão: Julho/2001
2ª Impressão: Outubro/2001
3ª Impressão: Agosto/2002
4ª Impressão: Janeiro/2004
5ª Impressão: Novembro/2004
6ª Impressão: Junho/2005
7ª Impressão: Abril/2006
8ª Impressão: Abril/2007
9ª Impressão: Abril/2008
10ª Impressão: Março/2010
11ª Impressão: Outubro/2011
12ª Impressão: Outubro/2013
13ª Impressão: Junho/2015

Dados de Catalogação na Publicação (CIP) Internacional
Bibliotecária Responsável: Ilza Almeida de Andrade CRB 9 / 882

P952b Primack, Richard B.
Biologia da conservação / Richard B. Primack, Efraim Rodrigues.
– Londrina : E. Rodrigues, 2001.
viii, 328p. : il. ; 23cm

ISBN 85-902002-1-3

1. Conservação biológica. 2. Diversidade biológica – Conservação.
I. Rodrigues, Efraim. II. Título.

CDU 577.486
CDD 639.9

ISBN 85-902002-1-3

Depósito Legal na Biblioteca Nacional

Impresso no Brasil • Printed in Brazil

2001

Dedico este livro aos amigos

*Aos que se tornaram familiares,
Aos que nasceram familiares
e aos que conheci antes de ontem.*

*Dedico tanto aos que me deixam louco,
Quanto aos que enlouqueço.*

*Aos que me criticam em tudo,
E a um ou outro que atura
Minha “chatura”*

*Aos amigos que correm,
Aos amigos que contemplam.*

*Aos que me consideram muito,
E aos muitos que, com razão, fazem pouco.*

*Aos que conhecem o que penso,
E aos que só conhecem o que faço.*

*Aos que passam o dia todo comigo,
e aos que estão todo o tempo em mim.*

*Este livro é a soma de todos vocês.
E se ele não é melhor,
É por falta de memória,
Mas não por falta de amigos.*

Sumário

PREFÁCIO

Capítulo 1. Biologia da Conservação e Diversidade Biológica

Métodos Interdisciplinares de Conservação: Um estudo de caso	02
O Que é Biologia de Conservação?	05
O que é Diversidade Biológica?	10
A Distribuição da Diversidade Biológica	28
Extinção e Economia: Perdendo um Bem de Valor	35
Valores Econômicos Diretos	42
Considerações Éticas	62
Resumo	67

Capítulo 2. Ameaças à Diversidade Biológica

Taxas de Extinção	69
Causas de Extinção	82
Destruição do Habitat	85
Fragmentação do Habitat	95
Degradação e Poluição do Habitat	104
Superexploração	116
Introduções de espécies exóticas	121
Dispersão de doenças	127
Vulnerabilidade à extinção	128
Resumo	133

Capítulo 3. Conservação de Populações e Espécies

Os Problemas das Pequenas Populações	136
História Natural e Auto-ecologia	151
Estabelecimento de Novas Populações	165
Estratégias de Conservação <i>ex-situ</i>	175
Categorias de Conservação de Espécies	187
Proteção Legal de Espécies	191
Resumo	197

Capítulo 4. Conservação de Comunidades

Áreas Protegidas	200
Estabelecimento de Prioridades para Proteção	206
Planejamento de Áreas Protegidas	224
Manejo de Áreas Protegidas	235
Conservação Fora das Áreas Protegidas	244
Ecologia de Restauração	251
Resumo	266

Capítulo 5. Conservação e Desenvolvimento Sustentável

Ação Governamental	268
Diversidade Biológica e Diversidade Cultural	281
Abordagens Internacionais para Conservação e Desenvolvimento Sustentável	289
Uma Agenda para o Futuro	301
Resumo	309

<i>Bibliografia</i>	311
---------------------	-----

Agradecimentos

Devemos agradecimentos especiais às duas Instituições de origem dos autores; Universidade de Boston e Universidade Estadual de Londrina, que forneceram excelentes instalações para o desenvolvimento deste trabalho.

À Editora Sinauer nos disponibilizou muitos materiais que compõem este livro, através da eficiente Marie Scavotto.

Aos inúmeros alunos que leram versões anteriores deste trabalho, que contribuíram com sugestões e comentários valiosos.

À Visualitá, o único escritório de linguagem visual com grande riqueza de fauna, elaborou toda a linguagem visual deste volume por dias (e noites) a fio.

Várias pessoas ofereceram material fotográfico de excelente qualidade. São elas: Marcelo Duarte (Instituto Butantã), Engº Agr. Marcos Roberto Pinheiro (Fundação Vitória Amazônica), Prof. Dr. José Carlos Motta (IB-USP), Dr. Eduardo "dadão" Venticinque (INPA), Eduardo L. Borba (Universidade de Campinas), Karen B. Strier (University of Wisconsin), Vânia Vargas, Arquivo JBRJ, Dr. Fernando M. Fernandes (Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte), Fundação Biodiversitas, Fundação Pró-Tamar, Fundação Biodiversitas, Projeto Ararinha-Azul e à Fotógrafa Milla Yung, que graciosamente nos ofertou duas de suas fotos premiadas.

Agradecemos àqueles que emprestaram sua experiência para os quadros inseridos neste livro: Bill Laurance, Ph.D.(STRI), MSc. Daniella Ferraz (Unicamp), Silvia Ziller (SPVS), Dr. Francisco Franco (Instituto Butantan).

À Foundation for Conservation, Food and Health, que proporcionou recursos financeiros que tornaram este trabalho possível.

Agradecemos também à diligente revisão de Lydia Rodrigues e Maria Cristina Ribeiro Boni.

Prefácio

A Biologia de Conservação surgiu no decorrer dos últimos dez anos como uma disciplina voltada para a perda da diversidade biológica em todo o mundo. Essa crise da biodiversidade tem atraído a atenção da crescente comunidade científica, do governo e da população. A biologia da conservação é a fusão da teoria, da pesquisa, dos projetos aplicados e da política pública, e está evoluindo rapidamente. As evidências de um enorme crescimento do interesse neste novo campo científico são mostradas pelo rápido aumento de projetos conservacionistas, pelo aumento do número de trabalhos citando o Brasil na internacionalmente reconhecida revista *Conservation Biology* e pelo grande entusiasmo demonstrado pela mídia. Também fora do Brasil, inúmeros livros estão sendo publicados e textos avançados aparecem quase semanalmente.

Estudantes universitários têm procurado cada vez mais os cursos de graduação e pós-graduação relacionados à biologia de conservação. A publicação do livro *Essentials of Conservation Biology* (1993) (Fundamentos da Biologia de Conservação) e *Principles of Conservation Biology* (1994) (Princípios de Biologia de Conservação) de Gary K. Meffe e C. Ronald Carroll, permitiu que os alunos tivessem acesso a livros didáticos que sintetizam os vários assuntos compreendidos na biologia de conservação. Infelizmente, estes livros foram escritos em inglês, e por isto são de difícil acesso para nossos estudantes.

A decisão de escrever o "Biologia da Conservação" em português, ilustrado com exemplos familiares para nós, se deve à ausência de livros textos em nossa língua. Nós temos já livros texto básicos em biologia à disposição, mas aquele estudante que quiser se aprofundar em Biologia da Conservação vai ter que "enfrentar" um volume em inglês, com exemplos igualmente estrangeiros.

Por tanto ainda existe necessidade de um guia "prático" em português para aqueles que queiram familiarizar-se com a biologia de conservação. "Biologia da Conservação" tenta fornecer uma breve, porém completa, introdução aos principais conceitos e problemas desta área. Está planejado para ser usado em cursos de curta duração sobre biologia de conservação e pode também ser usado como texto suplementar de cursos de biologia geral, ecologia, biologia da vida silvestre, preservação de recursos naturais e cursos sobre política ambiental. "Biologia da Conservação" também é um guia conciso para profissionais que necessitam de conhecimentos gerais na área.

Esperamos que os leitores deste livro queiram saber mais a respeito da crise de extinção que as espécies e as comunidades biológicas estão enfrentando e o que pode ser feito para detê-la. Caso eles se interessem pelos objetivos, métodos e pela importância da biologia de conservação, este livro terá servido a seus propósitos.

CAPÍTULO 1

Biologia da Conservação e Diversidade Biológica

Comunidades biológicas que levaram milhões de anos para se desenvolver vêm sendo devastadas pelo homem em toda a Terra. A lista de transformações de sistemas naturais que estão diretamente relacionadas a atividades humanas é longa. Inúmeras espécies diminuíram rapidamente, algumas até o ponto de extinção, em consequência da caça predatória, destruição do habitat e a ação de novos predadores e competidores. Ciclos naturais hidrológicos e químicos vêm sendo perturbados pela devastação de terras. Bilhões de toneladas de solo então vão parar em rios, lagos e oceanos a cada ano. A diversidade genética diminuiu, inclusive entre espécies com grandes populações. O próprio clima do planeta pode ter sido alterado por uma combinação de poluição atmosférica e desmatamento. As atuais ameaças à diversidade biológica não têm precedentes: nunca, na história natural, tantas espécies estiveram ameaçadas de extinção em período tão curto. Essas ameaças à diversidade biológica estão aumentando devido às demandas de uma população humana que cresce rapidamente e aos contínuos avanços tecnológicos. A desigualdade na distribuição de renda, no mundo e em nosso país, que abriga grande parte das espécies do mundo, torna esta situação ainda pior. Além disso, muitas das ameaças à diversidade biológica são sinérgicas; ou seja, vários fatores independentes, tais como: chuva, corte e transporte de madeira e caça predatória que, combinados e multiplicados, tornam a situação ainda pior. (Myers, 1987). O que é ruim para a diversidade biológica será, quase com certeza, ruim para a espécie humana uma vez que os seres humanos obtêm no ambiente natural ar, água, matérias primas, alimento, medicamentos e outras mercadorias e serviços de que tanto dependem.

Algumas pessoas sentem-se desencorajadas pelo alto índice de destruição de espécies que se verifica no mundo hoje, mas, por outro lado, também é possível sentir-se desafiado diante da necessidade de se fazer algo para impedir essa destruição. As próximas décadas determinarão quantas espécies sobreviverão. Os esforços hoje dispendidos para salvar as espécies, estabelecer novas áreas de conservação e proteger os atuais Parques Nacionais, determinarão quais espécies serão preservadas e quais serão extintas. A Biologia da Conservação é a disciplina científica que foi desenvolvida a partir desses esforços. Ela reúne pessoas e conhecimento de várias áreas diferentes para combater a crise da biodiversidade. No futuro, as pessoas poderão olhar para a nossa época como um período em que poucas pessoas determinadas salvaram inúmeras espécies e comunidades biológicas da extinção.

Métodos Interdisciplinares de Conservação: Um estudo de caso

Tartarugas têm fama de serem lentas mas persistentes, vencendo sempre as adversidades. Na realidade, a situação das tartarugas é bastante diversa da lenda.

O projeto TAMAR (Tartarugas Marinhas), em atividade desde 1980, levantou inicialmente as muitas ameaças que as tartarugas sofrem em seu ambiente natural. Por anos, as tartarugas sofreram uma coleta constante por pescadores e caiçaras. Essa coleta obviamente não levava em conta estimativas de densidade de população ou época de desova. Um aspecto da história natural das tartarugas é importante para entendermos o efeito dessa coleta. As tartarugas vêm à praia para colocar seus ovos na areia. Fora da água, as tartarugas são fáceis de se alcançar. Matar uma fêmea nesse momento significa matar um indivíduo adulto, a prole que está para nascer e as outras proles que nasceriam posteriormente. O método normalmente utilizado para matar as tartarugas é virá-las de dorso e deixá-las morrer à míngua. Também na praia, as tartarugas sofrem com a iluminação artificial. Os filhotes possuem fototropismo positivo. Eles saem do ninho e buscam a claridade do horizonte para encontrar o mar. Se houver luzes próximas, os filhotes irão na direção oposta ao mar e reduzirão suas chances de sobrevivência. Quanto mais tempo o filhote demorar para chegar à água, maiores serão as chances dele ser predado por aves aquáticas, caranguejos ou até animais domésticos. Tráfego na praia é outra ameaça para

a nidificação das tartarugas. Sendo perturbadas, elas podem retornar para o mar sem botar os ovos.

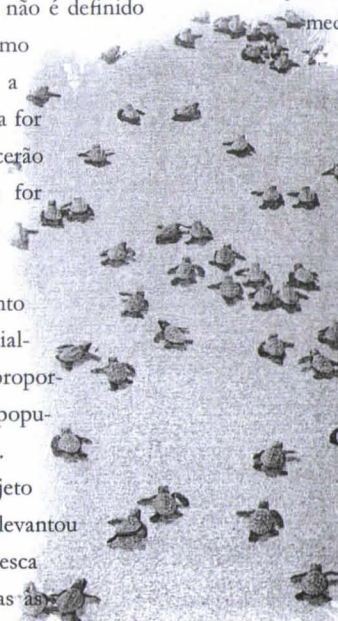
A construção de casas e prédios à beira mar, consiste também uma ameaça às tartarugas. Ao construir à beira-mar, impedimos a insolação da praia. O sexo das tartarugas não é definido na concepção, como nos mamíferos; se a temperatura da areia for mais quente nascerão mais fêmeas, e se for mais fria nascerão mais machos. Portanto o sombreamento das praias potencialmente aumenta a proporção de machos nas populações de tartarugas.

O projeto TAMAR também levantou que as redes de pesca são grandes ameaças às tartarugas. As tartarugas possuem pulmões. Apesar de conseguirem permanecer por até horas embaixo da água, elas podem morrer afogadas no caso de não conseguir se desvencilhar de uma rede de pesca. Os pescadores costumavam devolver ao mar as tartarugas que vinham com a rede, desavisadamente, assim, terminando de matá-las.

Ao final dos anos 70, todas estas ameaças eram desconhecidas, assim como era também desconhecido o ciclo de vida das tartarugas. Não existiam programas de conservação marinha no Brasil.

Uma saída possível seria maliciar os pescadores e caiçaras, ou aplicar medidas punitivas, ou ainda tomar algum detalhe biológico da espécie e escrever inúmeras teses e artigos científicos, esquecendo do seu contexto. Essas soluções, frequentemente adotadas, têm sido pouco positivas para a conservação das espécies.

A partir da diagnose inicial, em 1982 o projeto TAMAR passou a proteger três locais principais de desova: Praia dos Comboios (Espírito Santo), Praia do Forte (Bahia) e Pirambu (Sergipe). Hoje o projeto TAMAR protege 1.100 km de costas, divididos em 21 estações (figura 1.1). Em 1999, 8.000 ninhos foram protegidos, envolvendo aproximadamente 360.000 filhotes de tartaruga. Setenta por cento desses ninhos foram mantidos "in situ", ou seja, na



própria areia da praia, evitando assim possíveis alterações na taxa de sexo das espécies.

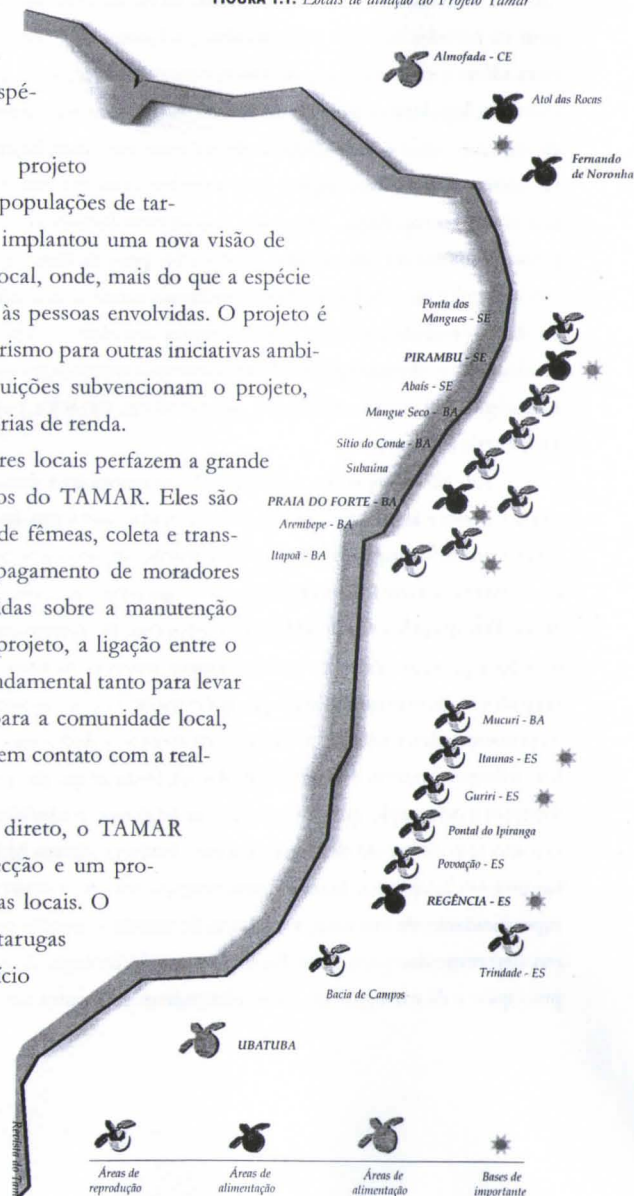
Os benefícios do projeto TAMAR não se limitam às populações de tartarugas. O projeto também implantou uma nova visão de relação com a comunidade local, onde, mais do que a espécie enfocada, interessa também às pessoas envolvidas. O projeto é um modelo de empreendedorismo para outras iniciativas ambientais. Cinco grandes instituições subvencionam o projeto, além de algumas fontes próprias de renda.

Pescadores e moradores locais perfazem a grande maioria dos 400 funcionários do TAMAR. Eles são responsáveis pela marcação de fêmeas, coleta e transporte de ovos. Apesar do pagamento de moradores locais colocar algumas dúvidas sobre a manutenção do trabalho após o fim do projeto, a ligação entre o projeto e a comunidade é fundamental tanto para levar o conceito de conservação para a comunidade local, como para manter o projeto em contato com a realidade da comunidade.

Além do pagamento direto, o TAMAR mantém creches, uma confecção e um programa de palestras em escolas locais. O objetivo é conservar as tartarugas marinhas com um benefício correspondente à comunidade local (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999).

Recentemente, o projeto também tem se preocupado com os moradores das grandes cidades.

FIGURA 1.1. Locais de atuação do Projeto Tamar



Apesar de não estarem envolvidos diretamente com o problema, são os moradores das grandes cidades que trazem visibilidade ao projeto, levando o conceito de conservação ao país como um todo. Estão sendo oferecidos estágios para universitários e programas voltados para visitação turística. Meses após voltar da praia, onde visitaram um desses programas, Yasmin (6 anos) e Arthur (9 anos), paulistanos, espontaneamente fizeram cinco esculturas de tartarugas em sua escola, o mesmo número de espécies que existe no Brasil (figura 1.2). As tartarugas marinhas certamente terão um espaço no futuro mundo de Yasmin e Arthur.

As lições para a biologia da conservação são claras: atacando o problema a partir de vários ângulos, os pesquisadores podem trabalhar os problemas econômicos, sociológicos e gerenciais que ameaçam as espécies.



FIGURA 1.2. Os paulistanos Yasmin e Arthur espontaneamente fizeram esculturas de tartarugas após visitar o projeto Tamar. Isto mostra o sucesso do projeto em introduzir o conceito de espécie e de diversidade de espécies. As tartarugas marinhas certamente terão um lugar no futuro mundo de Yasmin e Arthur.

O Que é Biologia da Conservação?

A biologia da conservação é uma ciência multidisciplinar que foi desenvolvida como resposta à crise com a qual a diversidade biológica se confronta atualmente (Soulé, 1985). A biologia de conservação tem dois objetivos: primeiro, entender os efeitos da atividade humana nas espécies, comunidades e ecossistemas, e, segundo, desenvolver abordagens práticas para prevenir a extinção de espécies e, se possível, reintegrar as espécies ameaçadas ao seu ecossistema funcional.

A biologia de conservação surgiu uma vez que nenhuma das disciplinas tradicionais aplicadas são abrangentes o suficiente, para tratar das sérias ameaças à diversidade biológica. A biologia da agricultura, silvicultura, de gerenciamento da vida selvagem e da piscicultura ocupam-se basicamente com o desenvolvimento

de métodos para gerenciar umas poucas espécies para fins mercadológicos e de recreação. Essas disciplinas geralmente não tratam da proteção de todas as espécies encontradas nas comunidades ou as tratam como um assunto secundário. A biologia da conservação complementa as disciplinas aplicadas fornecendo uma abordagem mais teórica e geral para a proteção da diversidade biológica; ela difere das outras disciplinas porque leva em consideração, em primeiro lugar, a preservação a longo prazo de todas as comunidades biológicas e coloca os fatores econômicos em segundo plano.

As disciplinas de biologia populacional, taxonomia, ecologia e genética constituem o centro da biologia da conservação e muitos biólogos de conservação procedem dessas disciplinas. Além disso, muitos dos experts em biologia da conservação saíram de zoológicos e jardins botânicos trazendo consigo experiência em manter e difundir espécies

em cativeiro. Uma vez que grande parte da crise da biodiversidade tem origem na pressão exercida pelo homem, a biologia da conservação também incorpora idéias e especificidade de várias outras áreas além da biologia (figura 1.3). Por exemplo, legislação e política ambiental dão sustentação à proteção governamental de espécies raras e ameaçadas e de habitats em situação crítica. A ética ambiental oferece fundamento lógico para a preservação das espécies. As ciências sociais tais como antropologia, sociologia e geografia fornecem a percepção de como as pessoas podem ser encorajadas e educadas para proteger as espécies encontradas em seu ambiente imediato. Os economistas ambientais analisam o valor econômico da diversidade biológica para sustentar argumentos em favor da preservação. Ecologistas e climatologistas de ecossistemas monitoram as características físicas e biológicas do meio ambiente e desenvolvem modelos para prever as respostas ambientais a distúrbios.

Sob vários aspectos, a biologia da conservação é uma disciplina de crise. As decisões sobre assuntos relativos à conservação são tomadas todos os dias, muitas vezes com informação limitada e fortemente pressionadas pelo tempo. A biologia de conservação tenta fornecer respostas a questões específicas aplicáveis a situações reais. Tais questões são levantadas no processo de determinar as melhores estratégias para proteger espécies raras, delinear reservas naturais, iniciar programas de reprodução para manter a variação genética de pequenas populações e harmonizar as preocupações conservacionistas com as necessidades do povo e governo locais. Os biólogos e outros conservacionistas de áreas afins, são pessoas adequadas para fornecer a orientação que os governos, as empresas e o público em geral necessitam quando têm de tomar decisões cruciais. Embora alguns biólogos conservacionistas possam hesitar em fazer recomendações sem ter conhecimento detalhado das especificidades de um caso, a urgência de muitas situações pede decisões com base em determinados princípios fundamentais de biologia. Este livro descreve esses princípios e dá exemplos de como eles podem ser usados nas tomadas de decisão.

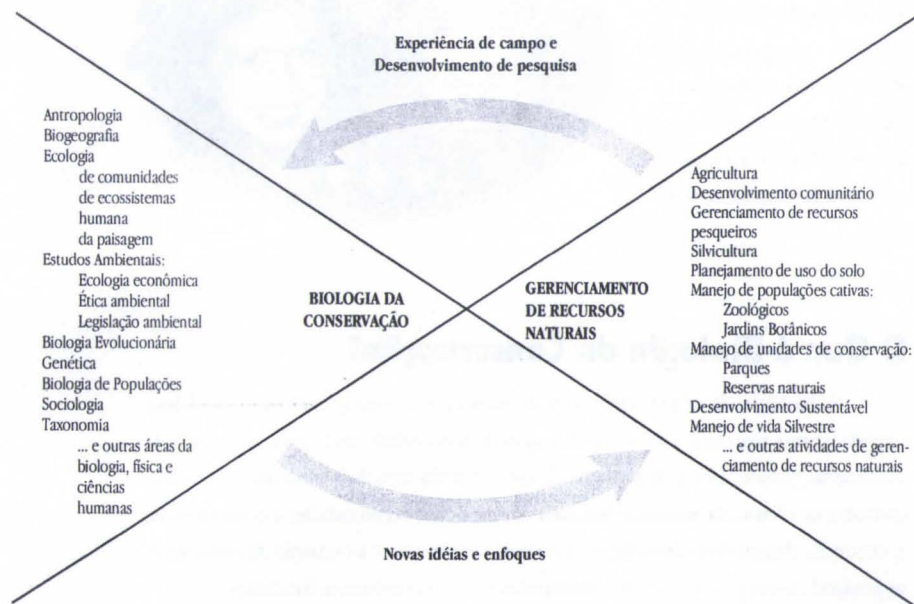


FIGURA 1.3. A biologia da conservação realiza uma nova síntese a partir de diversas áreas (esquerda) que oferece princípios e novos enfoques para o manejo de recursos (direita). A experiência acumulada na área por sua vez orienta a direção da pesquisa acadêmica.

Os Fundamentos da Biologia da Conservação

Crenças religiosas e filosóficas relacionadas ao valor da proteção das espécies e vida natural são encontradas em muitas culturas em todo o mundo há milhares de anos (Hargrove, 1986; Callicott, 1994). Muitas religiões enfatizam a necessidade das pessoas viverem em harmonia com a natureza e proteger as espécies, uma vez que elas são uma criação divina. Filósofos como Ralph Waldo Emerson e Henry David Thoreau elegeram a natureza como um elemento importante para o desenvolvimento moral e espiritual do homem (Callicott, 1990). Defensores da vida natural, tais como John Muir e Aldo Leopold, trabalharam pela preservação das paisagens e a manutenção da saúde dos ecossistemas naturais. Uma outra percepção relacionada ao tema é a **hipótese de Gaia** que vê na Terra as propriedades de um "super organismo" cujos componentes biológicos, físicos e químicos interagem para manter as características da atmosfera e do clima (Lovelock, 1988). Proponentes dessa idéia muitas vezes advogam a redução ou total encerramento de ações e trabalho industrial que perturbam a interação natural dos componentes da Terra.

Paralelamente a essas orientações preservacionistas e ecológicas, um silvicultor

chamado Gifford Pinchot (1865-1946), desenvolveu a idéia de que os bens encontrados na natureza tais como madeira, água potável, vida selvagem, diversidade de espécies e mesmo as paisagens podem ser considerados **recursos naturais** e que estes recursos deveriam ser bem gerenciados para favorecer o maior número de pessoas pelo maior período de tempo possível. Essas idéias vêm sendo ampliadas pelo conceito de **administração de ecossistema** que dá prioridade máxima à saúde do ecossistema e das espécies silvestres (Grumbine, 1994b; Noss e Cooper, 1994). O paradigma atual de **desenvolvimento sustentado** também defende uma abordagem semelhante à de Pinchot: desenvolver recursos naturais para atender as necessidades humanas de forma a não prejudicar as comunidades biológicas e considerar ainda as necessidades das futuras gerações (Lubchenco et al., 1991; IUCN/UNEP/WWF, 1991).

A moderna disciplina biologia da conservação fundamenta-se em muitos pressupostos básicos (Soulé, 1985). Esses pressupostos representam um conjunto de asserções éticas e ideológicas que implicam em abordagens científicas e aplicações práticas. Embora nem todas essas asserções

sejam aceitas inequivocamente, a aceitação de uma ou duas já é razão suficiente para justificar os esforços em favor da conservação.

1. **A diversidade de organismos é positiva.** Em geral, as pessoas gostam da diversidade biológica. As centenas de milhares de pessoas que visitam os zoológicos, parques naturais, jardins botânicos e aquários a cada ano, são prova do interesse do público em geral na diversidade biológica. A variação genética entre as espécies também tem apelo popular, como é demonstrado nas exposições de cães e gatos, exposições agropecuárias e de flores. Tem-se especulado, inclusive, que os seres humanos têm uma predisposição genética para gostar da diversidade biológica, chamada **biofilia** (Wilson, 1984; Kellert e Wilson, 1993). A biofilia teria sido vantajosa para o estilo de vida "caça e coleta" que o ser humano viveu durante centenas de milhares de anos antes da invenção da agricultura. Uma grande diversidade biológica teria lhe proporcionado uma variedade de alimentos e outros recursos, protegendo-o das catástrofes naturais e da fome.

2. **A extinção prematura de populações e espécies é negativa.** A extinção de espécies e populações como consequência de processos naturais é um acontecimento normal. Através dos milênios do tempo geológico, as extinções das espécies têm sido equilibradas pela evolução de novas espécies. Da mesma forma, a perda local de uma população é geralmente compensada pelo estabelecimento de uma nova população através de dispersão. Entretanto, a atividade humana aumentou mil vezes o índice de extinção. No século vinte, virtualmente todas as centenas de extinções conhecidas de espécies de vertebrados, assim como os presumíveis milhares de extinções de espécies de invertebrados, foram causadas pelo ser humano.

3. **A complexidade ecológica é positiva.** Muitas das propriedades mais interessantes da diversidade biológica aparecem apenas em ambientes naturais. Por exemplo, as relações ecológicas e de coevolução existentes entre as flores tropicais, beija-flores e ácaros que vivem nas flores. Os ácaros utilizam os bicos dos beija-flores como um "veículo de transporte" para ir de flor em flor (Colwell, 1986). Tais relacionamentos nunca teriam sido descobertos se os animais e as plantas estivessem morando isoladamente em zoológicos e jardins botânicos. As estratégias fascinantes de animais do deserto para obter água não teriam existido se os animais estivessem viven-

do em jaulas com água à vontade. Embora seja possível preservar a diversidade biológica das espécies em zoológicos e jardins, a complexidade ecológica que existe nas comunidades naturais estaria em grande parte perdida.

4. **A evolução é positiva.** A adaptação evolucionária é o processo que eventualmente leva a novas espécies e ao aumento da diversidade biológica. Portanto, permitir as populações evoluir "in situ" é positivo. As atividades humanas que limitam a habilidade das populações de evoluir, tais como reduzir severamente o tamanho de uma população de espécies através da extração excessiva, são negativas.

5. **A diversidade biológica tem valor em si.** As espécies têm seu próprio valor, independentemente de seu valor material para a sociedade humana. Este valor é conferido pela sua história evolucionária e funções ecológicas únicas e também pela sua própria existência.

O que é Diversidade Biológica?

Embora a proteção da diversidade biológica seja o ponto central da biologia da conservação, o termo "diversidade biológica" tem significados diferentes para diferentes pessoas. A definição dada pelo Fundo Mundial para a Natureza (1989) é: "a riqueza da vida na terra, os milhões de plantas, animais e microorganismos, os genes que eles contêm e os intrincados ecossistemas que eles ajudam a construir no meio ambiente". Portanto, a diversidade biológica deve ser considerada em três níveis: A diversidade biológica no nível das **espécies** inclui toda a gama de organismos na Terra, desde as bactérias e protistas até reinos multicelulares de plantas, animais e fungos. Em uma escala mais precisa, a diversidade biológica inclui a **variação genética** dentre as espécies, tanto entre as populações geograficamente separadas como entre os indivíduos de uma mesma população; A diversidade biológica também inclui a variação entre as **comunidades** biológicas nas quais as espécies vivem, os **ecossistemas** nos quais as comunidades se encontram e as interações entre esses níveis (figura 1.4).

Todos os níveis de diversidade biológica são necessários para a sobrevivência contínua das espécies e das comunidades naturais e todos são importantes para a espécie humana. A diversidade das espécies representa o alcance das adaptações evolucionárias e ecológicas das espécies em determinados ambientes. A diversidade das espécies fornece

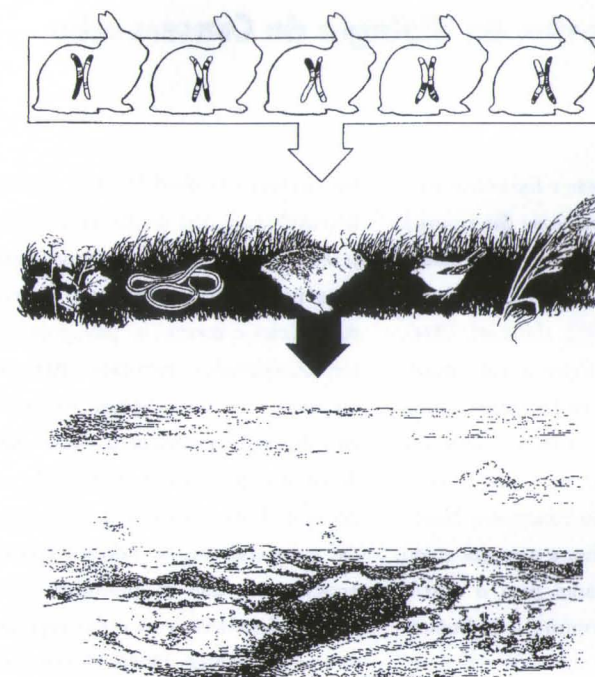


FIGURA 1.4. A diversidade biológica inclui diversidade genética (a variação genética encontrada em muitas espécies), diversidade de espécies (as espécies encontradas em um dado ecossistema), e diversidade de ecossistemas/comunidades (a variedade de tipos de habitat e processos em uma dada região). (Segundo Temple, 1991) Figura do Cerrado de Lagoa Santa por Eugenius Warming, 1864.

recursos e alternativas de recursos às pessoas; por exemplo, uma floresta tropical com muitas espécies produz uma ampla variedade de plantas e produtos animais que podem ser usados para alimentação, abrigo e medicamento. A diversidade genética é necessária para qualquer espécie manter a vitalidade reprodutiva, a resistência a doenças e a habilidade para se adaptar a mudanças. A diversidade genética em plantas e animais é especialmente importante para programas de melhoramento voltados para desenvolver, manter e melhorar espécies agrícolas modernas. A diversidade em nível de comunidade representa a resposta coletiva das espécies às diferentes condições ambientais. Comunidades biológicas encontradas em desertos, pastagens, pântanos e florestas dão continuidade ao funcionamento apropriado de ecossistemas, fornecendo serviços benéficos tais como controle de enchentes, proteção do solo contra erosão, e filtragem do ar e da água.

Diversidade das Espécies

Em cada nível de diversidade biológica - espécies, genética e comunidade - os biólogos da conservação estudam os mecanismos que alteram ou mantêm a diversidade. A diversidade das espécies inclui a lista completa de espécies encontradas na Terra. Uma espécie é geralmente definida de um ou dois modos. Primeiro, uma espécie pode ser definida como um grupo de indivíduos que é morfológica, fisiológica ou bioquimicamente distinta de outros grupos em algumas características (**definição morfológica de espécie**). Mais e mais, as diferenças nas seqüências de DNA estão sendo usadas para distinguir espécies que parecem quase idênticas, como é o caso das bactérias. Segundo, uma espécie pode ser distinguida como um grupo de indivíduos que pode potencialmente procriar entre si, mas que não procria com indivíduos de outros grupos (**definição biológica de espécie**).

A definição morfológica de espécie é normalmente a mais usada pelos taxonomistas, biólogos que se especializam na identificação de espécies desconhecidas e na sua classificação. A definição biológica de espécie é normalmente a mais usada pelos biólogos de evolução, porque é baseada nas relações genéticas mensuráveis, muito mais do que em características físicas que

são de alguma forma subjetivas. Na prática, entretanto, a definição biológica de espécie é algo difícil de ser usado, pois requer conhecimento sobre quais indivíduos são realmente capazes de procriar uns com os outros, mas esta informação raramente está disponível. Como resultado, biólogos que trabalham em campo separam as espécies pelo modo como são vistas, algumas vezes as chamando de "morfo-espécies" ou por outros termos, até que os taxonomistas lhes dêem oficialmente seus nomes latinos (*Quadro 1.1*).

Os problemas para distinguir e identificar as espécies são mais comuns do que as pessoas possam pensar (Rojas, 1992; Standley, 1992). Por exemplo, uma única espécie pode ter inúmeras variedades, as quais podem ter diferenças morfológicas observáveis, ou essas variedades podem ser tão semelhantes que esses indivíduos poderão ser considerados membros de uma única espécie biológica. Diferentes raças de cachorros, tais como os pastores alemães, fox paulistinha, fila e beagle pertencem todos a uma espécie e podem cruzar entre si a despeito de suas enormes diferenças. Por outro lado, existem "espécies-irmãs" que são muito semelhantes em sua morfologia ou fisiologia e, ainda assim, são biologicamente distintas e não cruzam entre si, como

a Peroba e o Guatambu. Na prática, os biólogos freqüentemente têm dificuldade em distinguir as variações dentro de uma única espécie, das variações entre espécies aparentadas. Os fatores complicadores são o fato de espécies distintas poderem ocasionalmente cruzar e produzir **híbridos**, formas intermediárias que confundem as diferenças entre as espécies. A hibridização é especialmente comum entre espécies de plantas em habitats que foram alterados. Enfim, para muitos grupos de espécies, os estudos taxonômicos necessários para determinação da espécie e identificação de espécimes ainda não foram feitos.

A incapacidade de distinguir claramente uma espécie da outra, seja devido às semelhanças de características ou devido à confusão sobre o nome científico correto, freqüentemente atrasa os esforços de preservação das espécies. Isto é um problema ainda mais sério em áreas de alta diversidade, como o nosso país. É difícil fazer leis precisas e eficazes para proteger uma espécie quando não se tem certeza do nome pelo qual deve ser chamada. É ainda necessário muito trabalho para catalogar e classificar as espécies do mundo. Os taxonomistas descreveram apenas 10% - 30% das espécies existentes no mundo e muitas espécies serão extintas antes que possam ser descritas. Os esforços de identificação devem se concentrar em áreas com alta densidade de espécies, onde devem ser treinados grandes contingentes de taxonomistas (Raven e Wilson, 1992).

A chave para a solução deste problema é o treinamento de taxonomistas, particularmente para o trabalho nas áreas mais ricas em espécies da Terra, como os trópicos.

Quadro 1.1. - Como as espécies recebem seus nomes?

Taxonomia é a ciência que classifica os seres vivos. O objetivo da taxonomia moderna é criar um sistema de classificação que reflita a evolução de grupos de espécies desde os seus ancestrais. Identificando as relações entre as espécies, os taxonomistas ajudam os biólogos de conservação a identificar as espécies ou grupos que são, pela evolução, únicos ou de valor especial para a conservação. Na moderna classificação:

As **espécies** semelhantes são agrupadas em um gênero: a Peroba Rosa (*Aspidosperma polyneuron*) e outras espécies do gênero *Aspidosperma*, (entre eles o guatambu, *Aspidosperma ramiflorum*) ocupam a Floresta Atlântica.

Os **gêneros** similares são agrupados em uma **família**: *Aspidosperma* e outros gêneros que possuem látex (*Peschiera*, *Geissospermum* e vários outros) são agrupados na família Apocynaceae.

As **famílias** similares são agrupadas em uma **ordem**: todas as famílias que possuem folhas simples, inteiras, opostas e flores actinomorfas (entre muitas outras características) são agrupadas na ordem Gentianales.

As **ordens** similares são agrupadas em uma **classe**: todas as ordens de plantas com flores simpétalas, com poucos estames (5 a 2) pertencem à classe (ou subclasse, neste caso) Asteridae.

As **classes** similares são agrupadas em uma **divisão** (ou filo, para os animais): todas as plantas que produzem sementes encerradas em ovário e que portanto podem formar frutos formam a divisão angiospermae.

Os **filos** similares são agrupados em um **reino**: todas as classes de plantas pertencem ao reino Vegetal.

A maioria dos biólogos modernos reconhecem cinco reinos no mundo das criaturas vivas: plantas, animais, fungos, monera (espécies unicelulares sem núcleo, como as bactérias) e protistas (espécies unicelulares mais complexas, com um núcleo). Embora a diversidade exista em todos os níveis de taxonomia, na prática, os esforços de conservação têm geralmente as espécies como foco.

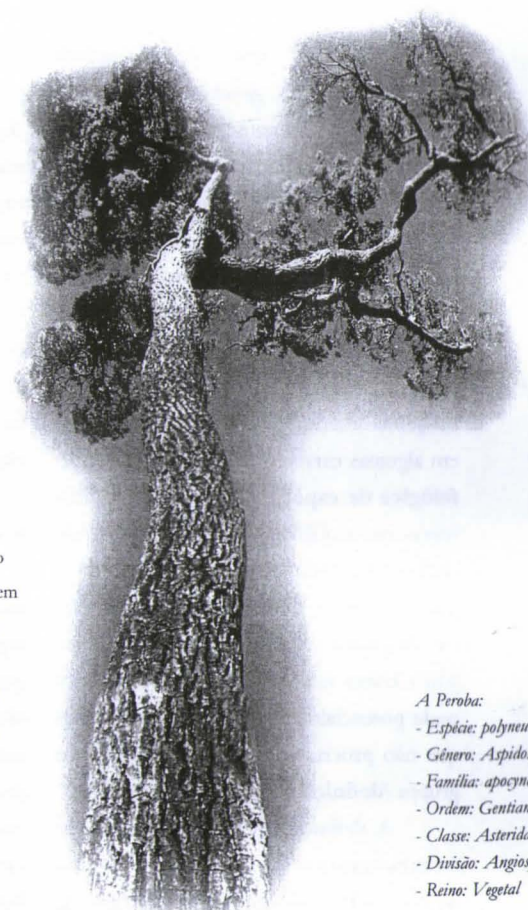
Os biólogos no mundo todo têm usado uma padronização para dar nomes a espécies. Este sistema de denominação conhecido como **nomenclatura binomial** foi desenvolvido no século dezoito por um biólogo sueco chamado Carolus Linnaeus. O uso de nomes científicos evita uma provável confusão quando os nomes comuns da linguagem do dia-a-dia são usados. Apenas os nomes científicos são padronizados em todos os países e em todas as línguas, e por isso facilitam a comunicação. Os nomes científicos das espécies consistem de duas palavras. O nome científico da Peroba, por exemplo, *Aspidosperma polyneuron*; tem *Aspidosperma* como o gênero e *polyneuron* é o seu nome específico. O nome do gênero é algo como o sobrenome que as pessoas diretamente aparentadas têm como nome de família (Demarco), enquanto que o nome específico é como o primeiro nome de uma pessoa (Paulo), como ela é conhecida dentro de sua família.

Os nomes científicos são escritos de forma padrão. A primeira letra do nome do gênero é sempre maiúscula enquanto que o nome da espécie é quase sempre minúsculo. Os nomes científicos são escritos sempre em itálico ou sublinhados. Algumas vezes os nomes científicos são seguidos do nome do cientista, como por exemplo *Homo sapiens* Linnaeus, indicando

que Linnaeus foi a pessoa que primeiro propôs que um nome científico fosse dado para a espécie humana. Quando muitas espécies em um único gênero estiverem em discussão ou se a identidade de uma espécie dentro de um gênero for incerta, são usadas as abreviações spp. ou sp., respectivamente. (e. g., *Aspidosperma* spp.) Se uma espécie não tem parentes próximos ela pode ser a única espécie dentro de seu gênero. Da mesma forma, um gênero que não tenha parentesco com quaisquer outros gêneros poderá formar sua própria família.

A definição de quão próximo uma espécie deva estar de outra para serem do mesmo gênero, envolve uma dose de arbitrariedade por parte do taxonomista. Um caso típico são as leguminosas. Para alguns taxonomistas, as leguminosas são uma família (Leguminosae) composta por três subfamílias: Mimosoideae, Caesalpinioideae e Papilionoideae. Para outros, são três famílias: Mimosaceae, Caesalpinaceae e Papilionaceae.

É impossível criar critérios únicos para formação de famílias e gêneros, porque as características variam grandemente nos reinos animais e vegetal. Apesar de ser arbitrária, a classificação hierárquica propicia tanto uma visão geral, evolutiva dos reinos animal e vegetal, quando enfocamos as classes superiores, (ordens e classes), assim como propicia uma visão em detalhe quando enfocamos as classes inferiores (espécie e gênero).



A Peroba:

- Espécie: *polyneuron*
- Gênero: *Aspidosperma*
- Família: *apocynaceae*
- Ordem: *Gentianales*
- Classe: *Asteridae*
- Divisão: *Angiospermae*
- Reino: *Vegetal*

Diversidade Genética

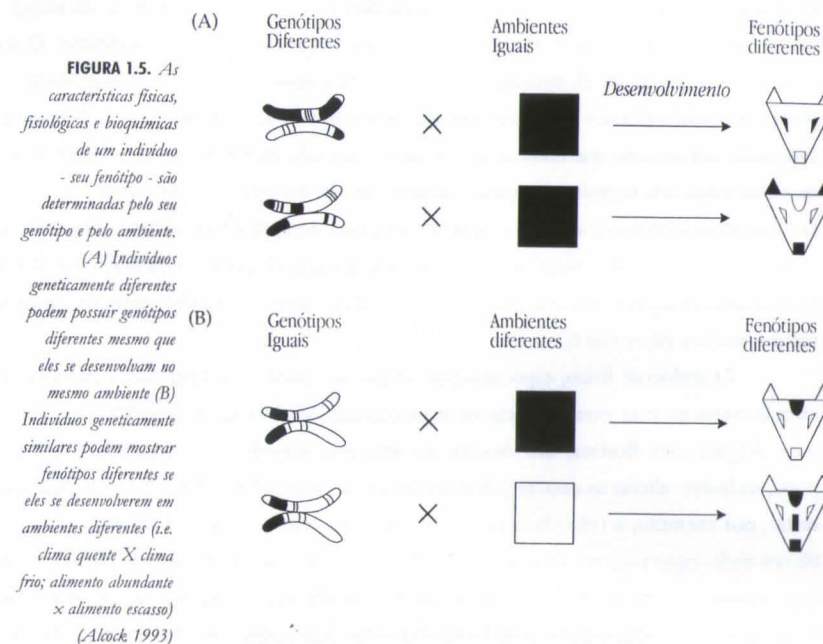
A diversidade genética dentro de uma espécie é freqüentemente afetada pelo comportamento reprodutivo dos indivíduos dentro das populações. A **população** é um grupo de indivíduos que acasalam entre si e produzem prole; uma espécie pode incluir uma ou mais populações separadas. Uma população pode consistir de apenas uns poucos, ou de milhões de indivíduos.

Os indivíduos dentro de uma população, normalmente são geneticamente diferentes uns dos outros. A variação genética acontece porque os indivíduos têm **genes** levemente diferentes, que são as unidades de cromossomos que codificam proteínas específicas. As diferentes formas de um gene são conhecidas como **alelos** e as diferenças aparecem através de **mutações** - mudanças que ocorrem no ácido desoxiribonucléico (DNA) que constitui os cromossomos dos indivíduos. Os vários alelos de um gene podem afetar diferentemente o desenvolvimento e a fisiologia de um organismo individual. Os produtores rurais e os criadores de animais se beneficiam dessa variação genética para conseguir produção rentável e espécies cultivadas resistentes às pestes, como o trigo, o milho, gado e aves.

A variação genética aumenta quando a prole recebe uma combinação única de genes e cromossomos de seus pais via **recombinação** de genes que ocorre durante a reprodução sexual. Há uma troca de genes dentro dos cromossomos durante a meiose e novas combinações são criadas quando os cromossomos dos dois pais se combinam para formar uma cria geneticamente única. Embora as mutações forneçam o material básico para a variação genética, a habilidade de espécies que se reproduzem sexualmente de reorganizar os alelos a esmo, em diferentes combinações, aumenta substancialmente seu potencial de variação genética.

O conjunto de genes e alelos em uma população é conhecido como **pool genético** enquanto que a combinação de alelos que um indivíduo possui é chamada de **genótipo**. O **fenótipo** de um indivíduo representa as características morfológicas, fisiológicas e bioquímicas que resultam da reação de seu genótipo em um determinado ambiente (figura 1.5). Algumas características dos seres humanos tais como a quantidade de gordura no corpo e perda de dentes são fortemente influenciadas pelo meio ambiente, enquanto que outras características, como cor dos olhos e tipo de sangue, são determinadas, predominantemente, pelo genótipo do indivíduo.

A quantidade de variabilidade genética em uma população é determinada tanto pelo número de genes em seu pool genético que têm mais de um alelo (chamado de



gene polimórfico), quanto pelo número de alelos para cada gene polimórfico. A existência de um gene polimórfico permite que indivíduos de uma população sejam heterozigotos para o gene, ou seja, recebam um alelo diferente do gene de cada um dos pais. A variabilidade genética possibilita que as espécies se adaptem a um meio ambiente mutante. Descobriu-se que as espécies raras têm, em geral, menos variação genética do que as espécies comuns e, conseqüentemente, sejam mais vulneráveis à extinção quando as condições do meio ambiente se alteram.

Diversidade de Comunidade e de Ecossistema

Uma **comunidade biológica** é definida pelas espécies que ocupam uma determinada localidade e pelas interações entre essas espécies. Uma comunidade biológica juntamente com seu ambiente físico é chamada de ecossistema. Em um

ecossistema, a água evapora de suas comunidades biológicas e da superfície do solo para cair novamente em forma de chuva e reabastecer os espaços aquáticos e terrestres. O solo é formado de partículas de material de rocha matriz e matéria orgânica em degradação. As plantas fotossintetizantes absorvem energia da luz para o seu crescimento. Esta energia é capturada por animais que comem as plantas e é liberada na forma de calor, tanto durante os ciclos vitais dos organismos, quanto depois que eles morrem e se decompõem. As plantas absorvem dióxido de carbono e liberam oxigênio durante a fotossíntese, enquanto que os animais e fungos absorvem oxigênio e liberam dióxido de carbono durante a respiração. Os nutrientes minerais, tais como nitrogênio e fósforo, fazem o seu ciclo entre os compartimentos vivos e não vivos do ecossistema.

O ambiente físico, especialmente a variação anual de temperatura e precipitação, afeta a estrutura e as características de uma comunidade biológica, determinando se uma área abrigará uma floresta, um deserto ou uma área alagadiça. A comunidade biológica pode, inclusive, alterar as características físicas de um ecossistema. Em um ecossistema terrestre, por exemplo, a velocidade do vento, umidade, temperatura e características do solo de um dado lugar podem ser afetados pelas plantas e animais ali presentes. Nos ecossistemas aquáticos, características físicas tais como turbulência, transparência e profundidade da água afetam as características da biota. Por outro lado, algas marinhas e recifes de corais podem influenciar o ambiente físico nas comunidades onde ocorrem.

Em uma comunidade biológica cada espécie utiliza um único conjunto de recursos que constitui seu **nicho**. O nicho de uma espécie de planta pode constituir-se de um tipo de solo sobre o qual ela é encontrada, a quantidade de luz do sol e a umidade que ela exige, o tipo de sistema de polinização que ela tem e seu mecanismo de dispersão de sementes. O nicho de um animal pode incluir o tipo de habitat que ele ocupa, sua tolerância térmica, suas exigências alimentares, seu limite ou território doméstico e suas necessidades de água. Qualquer um dos componentes de um nicho passa a ser um recurso limitador quando ele restringe o tamanho da população. Por exemplo, o lobo-guará, o maior canídeo da América do Sul, evita áreas ocupadas pelo homem. Devido a este comportamento, sua área de ocorrência, que originalmente incluía desde porções da Caatinga até o norte da Argentina, se restringiu drasticamente.

O nicho muitas vezes inclui a fase de sucessão que a espécie ocupa. A **sucessão** é o processo gradual de mudança na composição de espécies, estrutura da comunidade e características físicas que ocorrem em resposta a distúrbios naturais ou causados pelo homem em uma comunidade biológica. Algumas espécies estão muitas vezes associadas a

determinados estágios de sucessão. Por exemplo, as borboletas "de sol" e plantas pioneiras, como a embaúba (*Cecropia* sp.) são encontradas, normalmente, nos primeiros estágios de sucessão, nos meses imediatamente após a abertura de uma clareira em uma floresta primária. Outras espécies, incluindo plantas nativas "de sombra" e pássaros raros, que não toleram contato com o homem, são encontradas em estágios avançados de sucessão entre as árvores climáticas de uma floresta primária. Os padrões de conduta do ser humano muitas vezes perturbam o padrão natural de sucessão; são casos típicos, os pastos super explorados pelo gado e florestas que sofreram corte seletivo, seguido de queima, as quais não terão mais as espécies raras, de estágios mais avançados de sucessão.

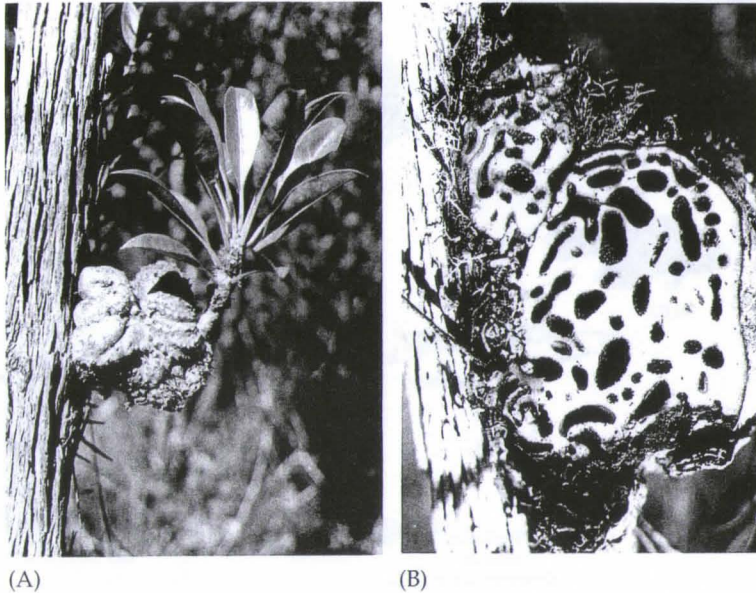
A formação das comunidades é muitas vezes afetada pela competição e predação (Terborgh, 1992a; Ricklefs, 1993). Os predadores muitas vezes reduzem fortemente a densidade das espécies de suas vítimas e podem até eliminar algumas espécies de certos habitats. Os predadores podem aumentar indiretamente a diversidade biológica em uma comunidade, mantendo a densidade de algumas espécies tão baixa, que não há competição para obter recursos. A quantidade de indivíduos de uma deter-

minada espécie, que os recursos de um ambiente pode suportar, é chamada de **capacidade de carga**. A densidade de uma população é muitas vezes inferior à capacidade de carga, quando ela é limitada pelos predadores. Se os predadores são retirados, a população pode aumentar até o ponto de alcançar a capacidade de carga ou além dela, de tal forma que os recursos cruciais são insuficientes e a população entra em colapso.

A composição da comunidade também é afetada pelas **relações de mutualismo**, quando duas espécies se beneficiam da presença uma da outra. As espécies mutualistas alcançam uma densidade maior quando ocorrem juntas, muito mais do que quando apenas uma das espécies está presente. Exemplos comuns desses mutualismos são: plantas de frutos carnosos e frutas que são comidas pelos pássaros que dispersam as suas sementes; insetos que polinizam flores e plantas com flores; fungos e algas que juntos formam líquens; plantas que servem de abrigo para formigas e as abastecem de nutrientes (*figura 1.6*); corais e as algas que vivem dentro deles (Howe, 1984; Bawa, 1990). No mutualismo levado ao extremo, duas espécies são sempre encontradas juntas e aparentemente uma não pode viver sem a outra. Por exemplo, a morte de certos

FIGURA 1.6.

Relações de mutualismo (A). Esta *Myrmecodia* e Bornéu é uma epífita - ela cresce na superfície de uma outra planta. *Myrmecodia* produz um tubérculo na sua base, que possui câmaras ocas, conforme se vê em (B). As câmaras são ocupadas por colônias de formigas, que usam algumas câmaras como ninhos, e outras como depósitos para resíduos e formigas mortas. A epífita absorve os nutrientes minerais que ela precisa para seu crescimento nestas "lixadeiras", enquanto que as formigas têm um ninho seguro. Na relação árvore-epífita mostrada em (A), a epífita se beneficia, enquanto a árvore onde ela se desenvolve não é nem beneficiada nem prejudicada (fotografias de Richard Primack).



tipos de algas que habitam corais pode enfraquecer e, em consequência, matar as espécies de coral às quais estão associadas.

Níveis tróficos. As espécies em uma comunidade biológica podem ser classificadas pelo modo como elas obtêm energia do ambiente (figura 1.7). A primeira dessas classes, chamadas **níveis tróficos**, compreende as espécies fotossintetizantes (também conhecidas como produtoras primárias), que obtêm energia diretamente do sol para formar as moléculas orgânicas que necessitam para viver e crescer. Em ambientes terrestres, as plantas mais altas, como as plantas com flores, os gimnospermas e as samambaias são responsáveis pela maior parte da fotossíntese, enquanto que em ambientes aquáticos, plantas marinhas, algas unicelulares e cianobactérias (algas azuis-verdes) são as produtoras primárias mais importantes. Os **herbívoros** (também conhecidos como **consumidores primários**) se alimentam das espécies fotossintéticas. Os **carnívoros** (também conhecidos como **consumidores secundários** ou **predadores**) alimentam-se de outros animais. Os **carnívoros primários** (como

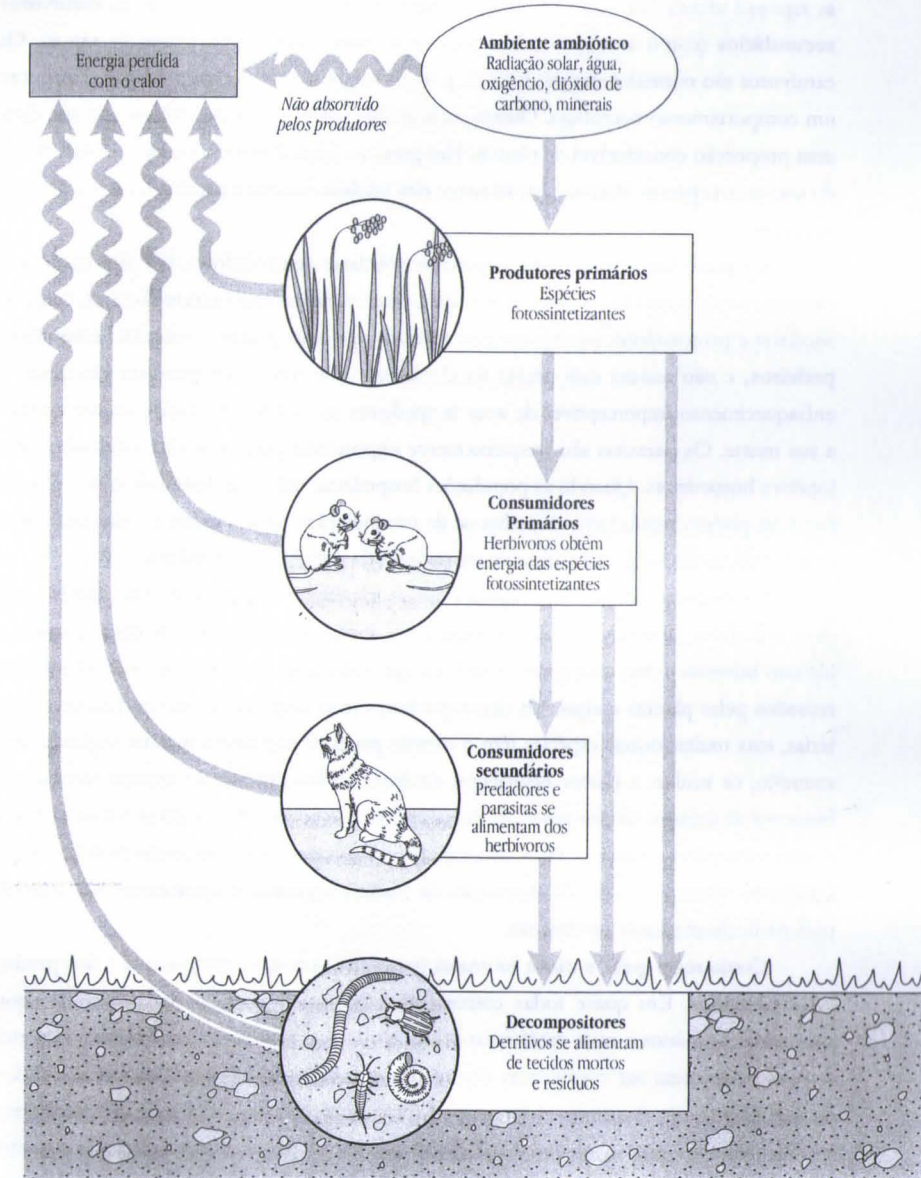


FIGURA 1.7. Níveis tróficos em um ecossistema

as raposas) alimentam-se de herbívoros (como os coelhos), enquanto que os **carnívoros secundários** (como as cobras) alimentam-se de outros carnívoros (como os sapos). Os carnívoros são normalmente predadores, portanto alguns combinam a predação direta com um comportamento necrófago. Outros, conhecidos como onívoros, incluem em sua dieta uma proporção considerável de plantas. Em geral, os predadores são maiores e mais fortes do que as suas presas. Porém, normalmente eles também ocorrem em densidade menor que suas presas.

Os **parasitas** formam uma importante subclasse de predadores. Os parasitas, como os mosquitos, carrapatos, vermes intestinais e micro-parasitas que causam doenças, como as bactérias e protozoários, são tipicamente menores que suas presas, conhecidas como **hospedeiros**, e não matam suas presas imediatamente. Os efeitos das parasitas vão desde o enfraquecimento imperceptível de seus hospedeiros até a sua debilitação, ou até mesmo a sua morte. Os parasitas são freqüentemente importantes para controlar a densidade das espécies hospedeiras. Quando as populações hospedeiras têm uma densidade muito alta, os parasitas podem rapidamente espalhar-se de um indivíduo para o próximo, causando uma grande infestação local e um subsequente declínio da população hospedeira.

Os **decompositores** são espécies que se alimentam de plantas mortas, tecidos animais e detritos, destruindo tecidos complexos e moléculas orgânicas. Os decompositores liberam minerais como nitrogênio e fósforo, que voltam ao ambiente de onde eles foram retirados pelas plantas e algas. Os decompositores mais importantes são os fungos e bactérias, mas muitas outras espécies têm o mesmo papel de degradar a matéria orgânica. Por exemplo, os urubus e outros necrófagos retalham e alimentam-se de animais mortos, os besouros de estrume alimentam-se de estrume animal, e vermes degradam as folhas no chão e outros materiais orgânicos. Se os decompositores não estivessem presentes para liberar os nutrientes minerais através da destruição da matéria orgânica, o crescimento das plantas poderia declinar consideravelmente.

Como regra geral, a maior biomassa (peso vivo) em um ecossistema é a dos produtores primários. Em quase todas as comunidades, há mais indivíduos herbívoros do que carnívoros primários e mais carnívoros primários do que carnívoros secundários. Embora as espécies possam ser organizadas dentro desses níveis tróficos, suas reais necessidades ou sua alimentação dentro dos habitats podem ser muito restritas. Por exemplo, uma certa espécie de pulgão pode alimentar-se de apenas um tipo de planta e uma espécie de joaninha pode alimentar-se de apenas um tipo de pulgão. Essas relações alimentares específicas

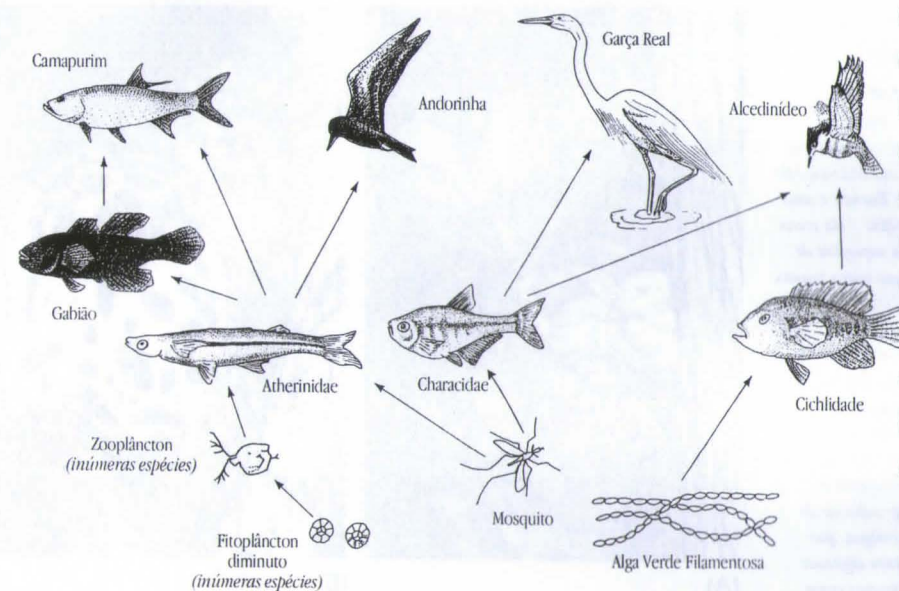


FIGURA 1.8. Diagrama de uma cadeia alimentar real estudada no lago Gatun, no Panamá. O fitoplâncton (plantas flutuantes) tais como algas verdes, são as produtoras primárias na base da cadeia. O zooplâncton é constituído por animais diminutos, algumas vezes microscópicos. Eles são os consumidores primários, não fotossintetizantes, junto com insetos e algas, são fonte vital de alimento para peixes em ecossistemas aquáticos.

foram denominadas de cadeia alimentar. As necessidades ecológicas particulares de cada espécie são uma razão importante pela qual elas não conseguem reproduzir-se em abundância dentro de uma comunidade. Porém, a situação mais comum em muitas comunidades biológicas, é a de uma espécie que se alimenta de várias espécies do nível trófico abaixo dela, compete pela comida com várias espécies em seu próprio nível trófico e, a seguir, torna-se presa de outras várias espécies do nível trófico acima dela. Conseqüentemente, uma descrição mais precisa da organização das comunidades biológicas é a **teia alimentar**, na qual as espécies são ligadas através de relações alimentares complexas. (figura 1.8). As espécies de um mesmo nível trófico que usam os mesmos recursos de um ambiente são consideradas membros de uma guilda de espécies competidoras.

Espécies-chave e recursos.

Dentro das comunidades biológicas, certas espécies podem ser importantes para determinar a persistência de muitas outras espécies na comunidade. Essas espécies-chave afetam a organização da comunidade em um grau muito mais elevado do que se poderia prever, baseado apenas na quantidade de indivíduos ou sua biomassa (Terborgh, 1976; Janzen, 1986a). Proteger as **espécies-chave** é uma prioridade para os esforços de conservação, pois caso se perca uma espécie-chave na área de conservação, poderão também ser perdidas muitas outras espécies. Os predadores de topo de cadeia estão entre as espécies-chave mais óbvias, pois eles são importantes para controlar as populações de herbívoros (Redford, 1992). Mesmo a eliminação de um pequeno número de predadores, embora constituindo uma minúscula porção da biomassa da comunidade, pode potencialmente resultar em mudanças dramáticas na vegetação e em uma grande perda na diversidade biológica (Pimm, 1991; McLaren e Peterson, 1994). Por exemplo, o Peixe-Boi da Amazônia alimenta-se de grandes quantidades de plantas aquáticas. A redução de populações de Peixe-Boi nos rios da região Norte causa um crescimento exagerado de biomassa e queda de fertilização da água, reduzin-

do as populações de peixes. Em síntese, a eliminação de uma espécie-chave pode causar uma série de extinções, conhecidas como extinção em cascata, o que resulta numa degradação do ecossistema e em uma diversidade biológica muito menor em todos os níveis tróficos. Devolver as espécies-chave à comunidade não significa ter a comunidade de volta a suas condições originais, se outras espécies e componentes do ambiente físico, tal como a cobertura de solo, tiverem sido perdidos.

A identificação das espécies-chave tem várias implicações importantes para a biologia de conservação. Primeiro: como já vimos, a eliminação de espécies-chave de uma comunidade pode precipitar a perda de muitas outras espécies. Segundo: para proteger uma espécie em que se tenha um interesse especial, poderá ser necessário proteger as espécies-chave das quais ela depende direta ou indiretamente. Terceiro: se um número reduzido de espécies-chave puder ser identificado, a sua conservação será facilitada na hipótese deste ambiente estar ameaçado pelas atividades humanas.

As unidades de conservação da natureza são comparadas e avaliadas em função de seu tamanho, pois, em geral as grandes unidades contêm mais espécies do que as pequenas. Entretanto,

uma área sozinha poderá não ser significativa tanto quanto a variedade de habitats e recursos que essa reserva contenha. Determinados habitats podem conter **recursos-chave** que, apesar de ocupar apenas uma pequena área, sejam necessários a muitas espécies na comunidade. Por exemplo, os riachos e aguadas em áreas de Cerrado se restringem a uma pequena área em relação à área total, mas são a única fonte de água superficial neste ecossistema, tanto para plantas como para animais. A disponibilidade de uma praia deserta para deposição de ovos de tartaruga é outro exemplo de recurso essencial para espécies. Remansos mais profundos em ribeirões e fontes podem ser o único refúgio para os peixes e outras espécies aquáticas durante a estação de seca, quando o nível da água abaixa. Esses remansos podem ser também a única fonte de água para animais terrestres em uma época de seca. **Gradientes acentuados de altitude** podem constituir-se em um aspecto essencial para as áreas de conservação. Muitos vertebrados e insetos que se alimentam de frutas e néctar exigem um suprimento contínuo de alimento. Uma forma pela qual eles podem satisfazer suas necessidades, é se mover de uma comunidade para outra, à procura de novas fontes de alimentos. Um gradiente de altitude acentuado, como a encosta de uma montanha, é tipicamente ocupado por uma série de diferentes comunidades de plantas, portanto, migrar para cima ou para baixo na encosta de uma montanha é um comportamento eficiente para um animal à procura de novas fontes de alimento.

Medindo a Diversidade Biológica

Além da definição de diversidade biológica geralmente aceita por biólogos conservacionistas, existem muitas outras definições específicas e quantitativas que foram elaboradas para estabelecer uma comparação entre as diversidades de diferentes comunidades. No seu nível mais simples, a diversidade tem sido definida como o número de espécies encontradas em uma comunidade, uma medida conhecida como **riqueza de espécies**. A maioria das definições também inclui alguma medida de quão uniforme o número total (ou abundância) de indivíduos é dividido entre as espécies. Por exemplo, se há 10 espécies diferentes de pássaros em uma comunidade de 60 pássaros, uma abundância uniforme seria 6 pássaros por espécie, enquanto que uma abundância desigual seria 2 pássaros por espécie em 5 espécies, e 50 pássaros na sexta espécie. No primeiro caso, nenhuma espécie seria considerada dominante, enquanto que, no segundo caso, a comunidade seria dominada pela sexta espécie.

Índices matemáticos de biodiversidade têm sido desenvolvidos para descrever a diversidade das espécies em escalas geográficas diferentes. O número de espécies em uma única comunidade é normalmente descrito como **diversidade alfa**. A diversidade alfa chega perto do conceito popular de riqueza das espécies e pode ser usado para comparar o número de espécies em tipos diferentes de ecossistemas. O termo **diversidade beta** refere-se ao grau de mudança da formação das espécies ao longo de uma variação ambiental qualquer. A diversidade beta é considerada alta, por exemplo, se a ocupação das espécies de comunidades de musgos eleva-se substancialmente na subida de uma encosta de uma montanha, mas é baixa se a mesma espécie ocupa todo o lado da montanha. A diversidade gama aplica-se a escalas geográficas maiores; ela é definida como "o índice no qual outras espécies são encontradas como substituições geográficas dentro de um tipo de habitat em diferentes localidades. Desta forma, a **diversidade gama** é o índice de mudanças com distância entre espaços de habitat semelhante ou com áreas geográficas em expansão" (Cody, 1986) (*figura 1.9*). Na prática, estes três índices estão muitas vezes altamente correlacionados. As comunidades de plantas da Amazônia, por exemplo, mostram altos níveis de diversidade em escalas alfa, beta e gama (Gentry, 1986). Estas definições quantitativas de diversidade são usadas basicamente na literatura técnica ecológica e contêm apenas parte da definição ampla de diversidade biológica utilizada por biólogos conservacionistas.

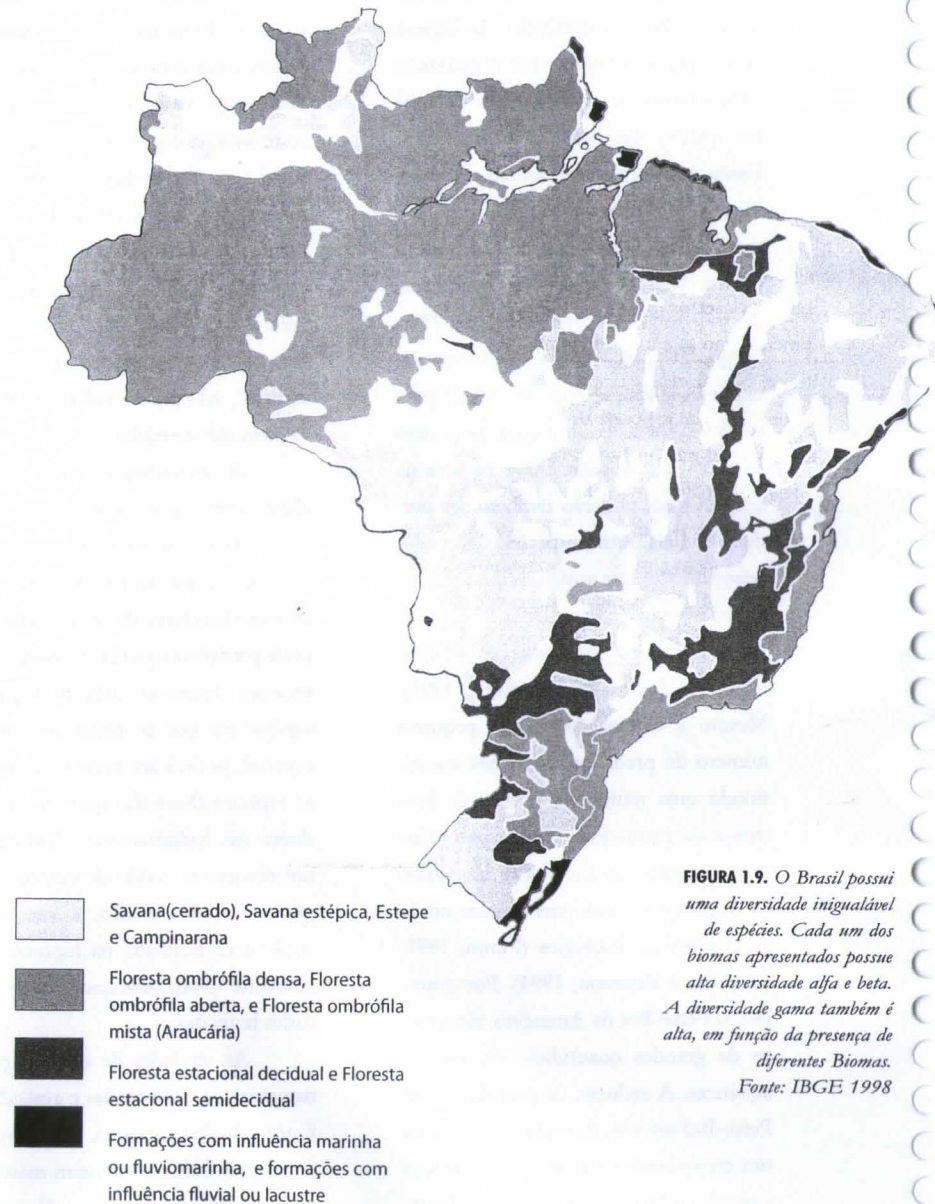


FIGURA 1.9. O Brasil possui uma diversidade inigualável de espécies. Cada um dos biomas apresentados possui alta diversidade alfa e beta. A diversidade gama também é alta, em função da presença de diferentes Biomas.
Fonte: IBGE 1998

A Distribuição da Diversidade Biológica

Onde é Encontrada a Diversidade Biológica?

Os ambientes mais ricos em termos de quantidades de espécies são as florestas tropicais, os recifes de corais, os grandes lagos tropicais e as profundezas do mar (Pianka, 1966; Groombridge, 1992). Há também abundância de espécies em habitats tropicais secos, tais como florestas tropicais estacionais, savanas (cercados), desertos (Mares, 1992) e regiões temperadas de arbustos de clima mediterrâneo como as encontradas no sul da África, sul da Califórnia e sudoeste da Austrália. Nas florestas tropicais, esta diversidade é devida principalmente à grande abundância de espécies de animais em uma única classe: os insetos. Nos recifes de corais e nas profundezas do mar, a diversidade se deve a uma gama muito mais ampla de filos e classes (Grassle et al., 1991). A diversidade no fundo do mar pode ser devida à longa existência, tamanho de área e estabilidade desse meio ambiente, bem como a especificidade de determinados tipos de sedimento (Etter e Grassle, 1992). A razão da grande diversidade de peixes e outras espécies em grandes lagos tropicais, é a rápida **radiação evolucionária** (Quadro 1.2) em uma série de habitats produtivos e isolados (Kaufman e Cohen, 1993).

Em quase todos os grupos de organismos, a diversidade de espécies aumenta em direção aos trópicos (Huston, 1994). Por exemplo, a Tailândia tem 251 espécies de mamíferos, enquanto que a França possui apenas 93, e os dois países ocupam, a grosso modo, a mesma área (Tabela 1.1). O contraste é particularmente notável no caso das árvores. Um hectare de floresta na Amazônia peruana ou na baixa Malásia tem aproximadamente 200 ou mais espécies, enquanto que uma floresta temperada contém 30 espécies por hectare ou menos. Os padrões de diversidade das espécies terrestres encontram paralelo nos padrões das espécies marinhas e aumento semelhante de diversidade de espécies em direção aos trópicos (figura 1.10). Por exemplo, o Great Barrier Reef (Grande Barreira de Recife), na costa da Austrália, tem 50 gêneros de corais formados por recifes em seu limite norte onde ele se aproxima dos trópicos, mas apenas 10 gêneros em seu limite sul.

A maior diversidade de espécies é encontrada nas florestas tropicais. Embora as florestas tropicais ocupem apenas 7% da extensão da Terra (veja fig-

TABELA 1.1. - Quantidade de espécies de mamíferos em alguns países tropicais e temperados com área similar

País tropical	Área (1000 km ²)	Quantidade de espécies de mamíferos	País temperado	Área (1000 km ²)	Quantidade de espécies de mamíferos
Brasil	8.456	394	Canadá	9220	139
RDC*	2.268	415	Argentina	2737	258
México	1909	439	Argélia	2.382	92
Indonésia	1.812	515	Irã	1.636	140
Colômbia	1.039	359	África do Sul	1.221	247
Venezuela	882	288	Chile	748	91
Tailândia	511	251	França	550	93
Filipinas	298	166	Reino Unido	242	50
Ruanda	25	151	Bélgica	30	58

Fonte: WRI 1994

* República Democrática do Congo

ura 2.9), elas contêm mais da metade das espécies de todo o mundo (Whitmore, 1990). Esta estimativa é baseada apenas em amostras limitadas de insetos e outros artrópodes, grupos que são conhecidos por conter a maioria das espécies do mundo. Estimativas do número de espécies de insetos não descritos nas florestas tropicais, variam de 5 a 30 milhões (May, 1992). Dez milhões é uma estimativa considerada razoável atualmente. Se esta quantidade estiver correta, significa que os insetos encontrados nas florestas tropicais podem representar 90% das espécies ou todo o mundo.

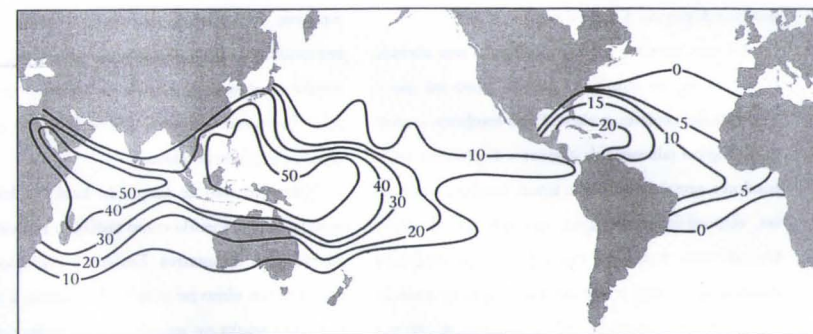


FIGURA 1.10. Distribuição global de gêneros de corais formadores de recifes, mostrando a maior concentração deles no Pacífico Oeste e Oceano Índico, e uma concentração menor no Caribe. As isoclinas indicam quantidade de gêneros; as linhas ligam áreas com quantidades similares de gêneros (Stebli e Wells, 1971)

Quadro 1.2. - A Origem das Novas Espécies

O processo pelo qual uma espécie original evolui para uma ou mais espécies novas e distintas, conhecido como especiação, foi primeiro descrito por Charles Darwin e Alfred Russel Wallace há mais de 100 anos. A teoria da evolução através da **seleção natural** é tão simples quanto elegante. Indivíduos dentro de uma população apresentam variações em certas características e algumas destas características são herdadas – elas são passadas geneticamente de pais para filhos. Essas variações genéticas são causadas por mudanças espontâneas nos cromossomos e por realinhamento de cromossomos durante a reprodução sexual. Diferenças em características genéticas permitirão que alguns indivíduos cresçam, sobrevivam, e reproduzam melhor que outros, uma idéia frequentemente caracterizada como “sobrevivência do mais apto”. Como resultado da melhoria na habilidade de sobrevivência, relacionada a certas características genéticas, indivíduos com estas características terão mais probabilidade de procriar do que outros e, com o passar do tempo, a composição genética da população será alterada.

O pool genético de uma população será alterado com o passar do tempo, ao mesmo passo em que o ambiente das espécies se altera. Essas mudanças podem ser biológicas (alteração de alimentos disponíveis, competidores, presa), assim como físicas (mudanças climáticas, disponibilidade de água, características de solo). Quando uma população passa por tantas mudanças genéticas que chega a não ser mais capaz de procriar com a espécie original da qual ela procede, ela passa a ser considerada uma nova espécie. Este processo pelo

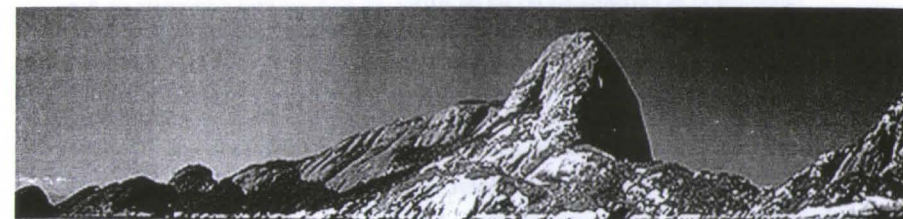
qual uma espécie é gradativamente transformada em outra é chamado de **evolução filética**.

Para que duas ou mais espécies evoluam a partir de seu ancestral comum, usualmente tem que haver uma barreira geográfica que evite o movimento do indivíduo entre populações. Para as espécies terrestres, essas barreiras podem ser rios, cadeias de montanhas, ou oceanos, que as espécies não possam facilmente cruzar. A especiação é particularmente rápida em ilhas. Grupos de ilhas como os arquipélagos de Fernando de Noronha, Galápagos e Havaí contêm muitos gêneros de insetos e plantas ricos em espécies que originalmente eram populações de uma única espécie invasora. Essas populações se adaptaram geneticamente às condições locais de ilhas isoladas, montanhas, ou vales, e divergiram o suficiente de sua espécie original para agora serem consideradas espécies em separado. Essas espécies permanecerão reprodutivamente isoladas umas das outras mesmo que venham a se sobrepor. Por esta razão, ilhas como a de Alcatrazes, no litoral paulista, merecem um esforço concentrado de conservação, por conterem espécies endêmicas (exclusivas) como a orquídea *Cattleya guttata compacta* e o Diplopoda (centopéia) *Eurydesmus alcatrazensis*, além de outras quatorze espécies de plantas e animais.

Este processo de adaptação local e subsequente especiação é conhecido como **radiação evolucionária** ou **radiação adaptativa**. Embora a evolução filética não surta um efeito *per se* na biodiversidade, a radiação adaptativa resulta em uma diversidade muito maior.

A origem de novas espécies é normalmente um

processo lento, ocorrendo em centenas, se não milhares, de gerações. A evolução de grupos superiores, tais como novos gêneros e famílias, é um processo ainda mais lento, durando centenas de milhares ou mesmo milhões de anos. Por sua vez, atividades humanas estão destruindo, em apenas algumas décadas, as gigantescas quantidades de espécies originadas destes lentos processos naturais.



A ilha de Alcatrazes, no litoral de São Paulo, possui várias espécies exclusivas deste local (endemismos)

Os recifes de corais constituem um outro ponto focal de concentração de espécies. Colônias de pequenos corais (*figura 1.11*) constroem os grandes ecossistemas de recifes de corais que são os equivalentes marítimos das florestas tropicais em sua riqueza e complexidade de espécies. O maior recife de corais do mundo é o Great Barrier Reef na costa leste da Austrália, com uma área de 349.000 km². O Great Barrier Reef contém mais de 300 espécies de corais, 1.500 espécies de peixes, 4.000 espécies de moluscos, 5 espécies de tartarugas, e é criatório para cerca de 252 espécies de aves (IUCN/UNEP, 1988). O Great Barrier Reef contém cerca de 8% das espécies de peixes do mundo, embora ocupe apenas 0,1% da superfície do oceano. (Goldman e Talbot, 1976).

Fatores históricos são também importantes na definição de padrões da riqueza das espécies. Áreas que são geologicamente mais velhas têm mais espécies do que áreas mais novas. A riqueza de espécies de coral é muitas vezes maior no Oceano Índico e Pacífico Ocidental do que no Oceano Atlântico, que é geologicamente mais novo (*figura 1.10*). Áreas que são geologicamente mais velhas tiveram mais tempo para receber espécies dispersas a partir de outras partes do mundo e mais tempo para que espécies já existentes passassem pela radiação adaptativa em resposta às condições locais.

Padrões de riqueza de espécies são também afetados por variação local na topografia, clima e meio ambiente (Diamond, 1988a; Currie, 1991). Em comunidades terrestres, a riqueza de espécies tende a aumentar nas áreas mais baixas, com o aumento da radiação solar, e com o aumento de precipitação. A riqueza de espécies pode também ser maior onde há uma topografia complexa que permite que ocorram isolamento genético, adaptação local e especiação. Por exemplo, uma espécie de pouca mobilidade ocupando uma série de picos montanhosos pode eventualmente evoluir para uma outra espécie diferente, cada uma adaptada a seu ambiente montanhoso local. Um caso análogo são as populações de *Desmodium sp.* que ocupam o gramado da Escola Superior

de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ. Essas populações tiveram porcentagens de germinação diferentes daquelas de outros gramados ao redor. Estas populações estão geneticamente divergindo em menos de um século de isolamento reprodutivo (Veasey e Martins, 1991).

Áreas que são geologicamente complexas produzem uma variedade de condições de solo com limites bem demarcados entre si, levando a uma variedade de comunidades e espécies adaptadas a um ou outro tipo de solo. No **Pico do Corcovado**, um gradiente altitudinal de 1.150m em Ubatuba – SP, foram encontradas 252 espécies de aves. A alta riqueza de espécies na avifauna desta área deve-se provavelmente a um grande número de fatores, incluindo variações florísticas e estruturais na vegetação ao longo de um gradiente altitudinal. (Goerck, 1996)

Também em comunidades oceânicas abertas, onde as águas de diferentes comunidades biológicas se sobrepõem, existe uma maior riqueza de espécies, porém a localização do limite dessas áreas é freqüentemente instável ao longo do tempo. (Angel, 1993).

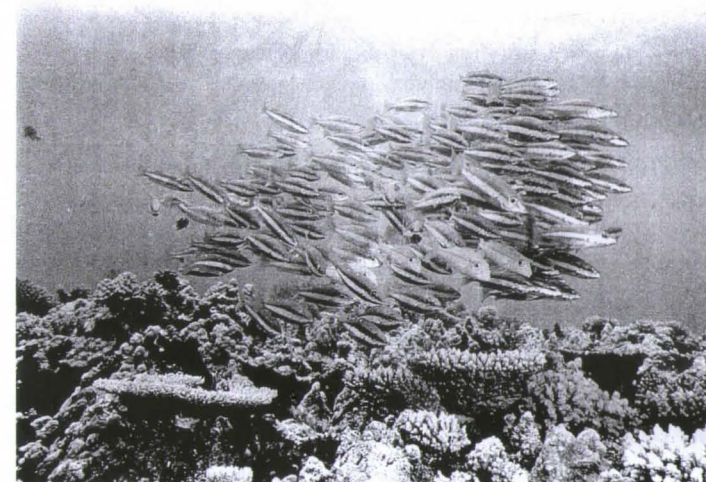


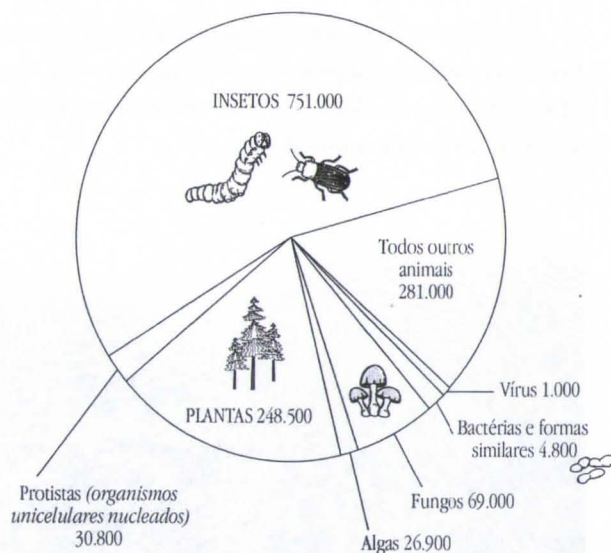
FIGURA 1.11.
Recifes de coral são feitos de bilhões de pequenos indivíduos. A intrincada paisagem dos corais cria um habitat para muitas outras espécies marinhas (Fotografia de Les Kaufman)

Quantas Espécies Existem no Mundo?

Qualquer estratégia para conservar a diversidade biológica exige uma quantificação das espécies existentes e como elas estão distribuídas. Atualmente, cerca de 1.4 milhões de espécies são descritas. Pelo menos o dobro deste número ainda não foi descrito, basicamente insetos e outros artrópodes nos trópicos (May, 1992, *figura 1.12*). Nosso conhecimento da quantidade de espécies é impreciso porque espécies sem características marcantes não recebem muita atenção em sua taxonomia. Por exemplo, os ácaros, os nematóides, e os fungos encontrados no solo e os insetos que vivem em copas de árvores da floresta tropical são pequenos e difíceis de se estudar. Esses grupos pouco conhecidos poderiam chegar a centenas de milhares ou

FIGURA 1.12.

Aproximadamente 1.413.000 espécies têm sido identificadas e descritas pelos pesquisadores; a maioria destas são insetos e plantas. Grandes quantidades de insetos, bactérias e fungos ainda não estão descritos, e o número de espécies identificadas pode chegar a 5 milhões ou mais (Wilson, 1992)



até mesmo milhões de espécies. Bactérias são também pouco conhecidas (Hawksworth, 1992). Somente cerca de 4.000 espécies são identificadas por microbiologistas por causa da dificuldade de criação e identificação de espécimes. No entanto, um trabalho recente realizado na Noruega, analisando o DNA de bactérias, sinaliza que há provavelmente mais do que 4.000 espécies somente em uma única grama de solo, e um número similar no ambiente marítimo. O ambiente marítimo parece ser uma grande fronteira de diversidade biológica. Um filo animal inteiramente novo, o Locífera, foi descrito pela primeira vez em 1983 a partir de espécimens de alto mar (Kristensen, 1983), sem dúvida muito mais espécies a serem descobertas.

Comunidades biológicas completamente novas ainda estão sendo descobertas, freqüentemente em localidades extremamente remotas e inacessíveis aos humanos. Técnicas especializadas de exploração, particularmente em alto mar, e em copas de árvores em florestas, têm revelado estruturas incomuns de comunidades:

- Comunidades diversas de animais, especialmente insetos, são adaptadas a viver em copas de árvores tropicais, raramente ou quase nunca chegando ao solo. (Wilson, 1991; Moffat, 1994).
- Uma reserva de floresta tropical montanhosa e remota na fronteira entre o

Vietnã e Laos foi somente recentemente pesquisada por biólogos. Para sua surpresa, descobriram três espécies de mamíferos novos para a ciência, agora conhecidos como o muntjac gigante, o boi Vu Quang, e uma nova espécie de veado (Linden, 1994).

- O fundo do alto mar, que permanece quase totalmente inexplorado devido a dificuldades técnicas de transporte de equipamentos, e da permanência de pessoas em alta pressão na água, tem comunidades singulares de bactérias e animais que crescem ao redor de aberturas/orifícios geotermiais em alto mar (Lutz, 1991; Tunnicliffe, 1992). Ainda não descritas, as bactérias ativas têm também sido encontradas em sedimentos marítimos de até 500 metros abaixo do nível do mar, onde indubitavelmente elas exercem um papel químico e energético de importância neste vasto ecossistema (Parkes et al., 1994).

- Um projeto recente de escavação na Suécia apresentou evidências de bactérias anaeróbicas primitivas, conhecidas como archeobactérias, vivendo dentro de fissuras de rochas a 5 quilômetros abaixo da superfície da terra (Gold, 1992). Se esta evidência for comprovada, pode ser que existam comunidades grandes e ainda não descritas de bactérias vivendo dentro da Terra, existindo à base de gases de enxofre, metano e outros gases de alto teor energético.

Extinção e Economia: Perdendo um Bem de Valor

Para se descobrir, catalogar e preservar a grande diversidade de espécies, uma nova geração de biólogos conservacionistas deve ser treinada, e maior prioridade deve ser dada a museus, universidades, organizações de conservação, e outras instituições que apoiam este trabalho. Tal mudança exigirá uma reversão total do pensamento político e social atual; governos e comunidades em todo o mundo devem perceber que a diversidade biológica é de extremo valor – na verdade, essencial, para a existência humana. Por último, a mudança ocorrerá somente se as pessoas sentirem que elas estão realmente perdendo algo de valor ao continuar a danificar as comunidades biológicas. Mas o que estamos perdendo? Por que alguém deveria se preocupar caso uma espécie se torne extinta? O que há precisamente de tão terrível na extinção?

Padrões de Extinção

A diversidade de espécies encontrada na Terra está aumentando desde que a vida começou. Este aumento não tem sido estável, mas sim caracterizado por períodos de altas taxas de especiação, seguidos de períodos de mudança mínima e episódios de **extinção em massa** (Sepkoski e Raup, 1996; Wilson, 1989). A maior extinção em massa já ocorrida foi no final da época permiana – 250 milhões de anos atrás – quando estima-se que 77%-96% de todas as espécies de animais marítimos tornaram-se extintas (figura 1.13; Raup, 1979). É bem provável que uma alteração maciça, como as erupções vulcânicas ou a colisão de um asteróide, tenha causado uma mudança dramática no clima da Terra e que muitas espécies não puderam sobreviver. Foram necessários, ao processo de evolução, 50 milhões de anos para recuperar o número de famílias de espécies perdidas durante a extinção maciça da era permiana. Entretanto, a extinção de espécies ocorre mesmo na ausência de um distúrbio violento. A teoria evolucionária afirma que uma espécie pode rivalizar com outra ou levá-la à extinção através da predação. Uma espécie bem sucedida pode evoluir para outra, como resposta às mudanças ambientais ou devido a mudanças ocasionais em sua combinação de genes. Os fatores determinantes da permanência ou desaparecimento de determinadas espécies não são totalmente claros, mas a extinção, tanto quanto a especiação, é parte do ciclo natural.

Se a extinção faz parte do processo natural, por que nos preocupamos com a perda de espécies? A resposta está nas taxas relativas de extinção e especiação. A especiação é um processo lento que ocorre através da acumulação gradual de mutações e modificações das frequências dos alelos em dezenas de milhares ou, quem sabe, milhões de anos. À medida que a taxa de especiação se torna igual ou excede à taxa de extinção, a biodiversidade permanece constante ou aumenta. Nos períodos geológicos passados, a perda de espécies existentes esteve relativamente equilibrada ou excedeu através da evolução de novas espécies. Entretanto, as atividades humanas estão causando extinção em uma proporção que excede, em muito, a taxa de reposição das espécies. A perda de espécies que está ocorrendo no presente não tem precedentes, é única, e pode ser irreversível.

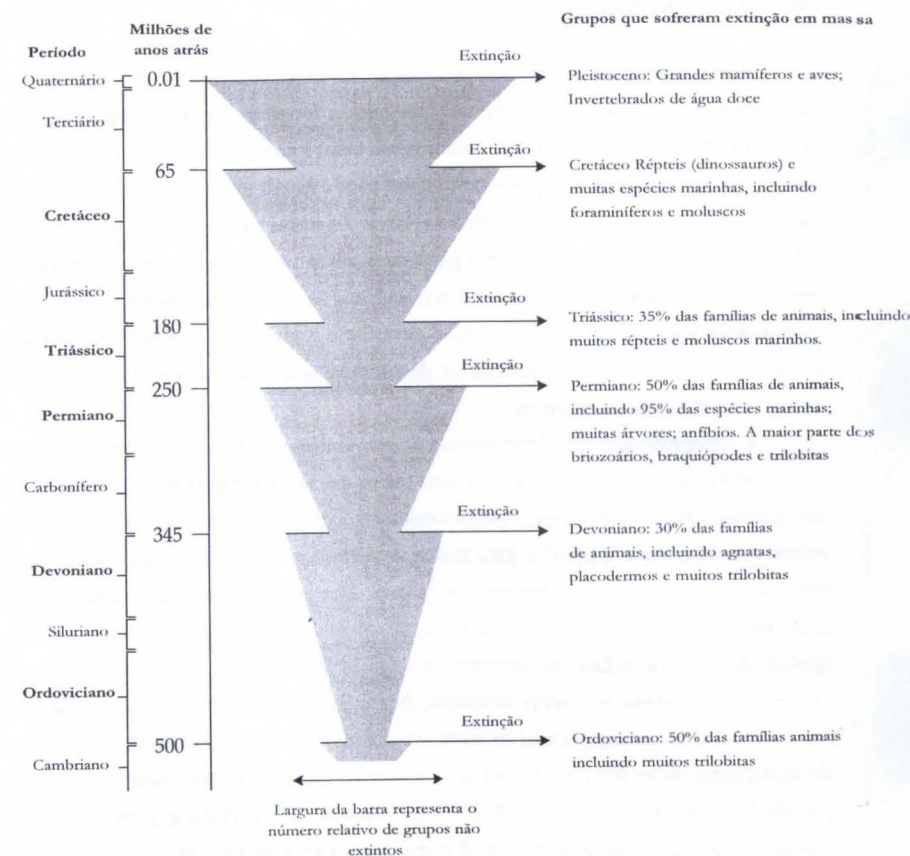


FIGURA 1.13. Apesar do número total de famílias e espécies ter aumentado ao longo das eras geológicas, durante cada um dos cinco episódios naturais de extinção em massa, grande parte destes grupos desapareceu. O período de extinções mais dramático ocorreu há cerca de 250 milhões de anos, no fim do período permiano. Nós estamos agora no início de um sexto episódio, a extinção do Pleistoceno, onde as populações humanas eliminaram as espécies através de perda de habitat e super exploração.

Economia Ambiental

Antes mesmo que a tendência de extinção das espécies possa ser revertida, suas causas fundamentais devem ser descobertas. Que fatores levam os humanos a agir de maneira destrutiva? A degradação ambiental, basicamente ocorre por razões econômicas. As florestas são desmatadas para que produzam lucros com a venda de madeira. As espécies são caçadas para consumo pessoal, comércio e lazer. As terras marginais são convertidas em terras produtivas pois não há outros lugares para novas propriedades rurais. Espécies são introduzidas em novos continentes e ilhas, acidental ou propositadamente, sem qualquer consideração com o resultado, levando à devastação ambiental. Uma vez que as causas dos danos ambientais são freqüentemente de natureza econômica, a solução deve também incorporar princípios econômicos.

A compreensão de alguns princípios econômicos básicos servirá para esclarecer porque as pessoas tratam o ambiente de uma forma que nos parece restrita e destrutiva. Um dos dogmas universalmente aceitos pela economia moderna é o de que a transação voluntária ocorre apenas quando é benéfica para ambas as partes envolvidas. Um padeiro que vende seus pães por cinquenta reais terá poucos clientes. Da mesma forma, um consumidor que esteja disposto a pagar só 5 centavos por um pão, provavelmente ficará com fome. Somente quando um preço acordado mutuamente for estabelecido de forma que ambos fiquem satisfeitos é que a transação poderá acontecer. Adam Smith, um filósofo do século dezoito, cujos trabalhos se tornaram a base da economia, afirmou "Não é por causa da benevolência do açougueiro, do padeiro ou do cervejeiro que comemos nosso pão diário, mas pelo seu próprio interesse (*Wealth of Nations* [Riqueza das Nações], 1776). Todas as partes envolvidas esperam melhorar sua própria situação. A soma de cada ato individual em seu próprio interesse resulta na sociedade, como um todo, tornar-se mais mercantil e mais próspera. Ele se refere a este conceito como a "mão invisível" que guia o mercado.

Está fora do escopo deste texto tratar de todas as assertivas e exceções deste princípio de livre troca que beneficia a sociedade. Entretanto, não há nenhuma exceção relevante que afete diretamente as questões ambientais. Em geral, os custos e os benefícios do livre comércio são aceitos e admitidos pelos participantes da transação. Em alguns casos, entretanto, alguns custos ou benefícios ocorrem para os indivíduos que não estão diretamente envolvidos na troca. Estes custos e benefícios paralelos são conhecidos como **externalidades**. Talvez a externalidade mais notável e relevante seja o dano ambiental que ocorre como uma consequência indireta da atividade econômica humana. Onde existem

externalidades o mercado não consegue apresentar soluções que resultem em uma sociedade mais próspera. Esta **falha do mercado** resulta em uma alocação de recursos errada que favorece algumas pessoas às custas da sociedade.

O principal desafio que os biólogos de conservação enfrentam é o de assegurar que **todos** os custos e benefícios da transação sejam levados em conta. As empresas ou pessoas envolvidas em produção que resulta em danos ecológicos, geralmente não arcam com todos os custos de suas atividades. Uma refinaria de petróleo, como a REPAR, em Araucária-PR, se beneficia da venda do combustível, assim como também o consumidor do produto. No dia 14/07/2000, devido a uma falha do sistema, quase 4 milhões de litros de óleo cru foram lançados no ambiente, boa parte destes no Rio Iguaçu (*veja fig. 2.16*). Este é um custo de produção que é pago por toda a população, não somente pelos envolvidos na relação de compra-venda de combustível. Estar a par dessa dicotomia é essencial para o entendimento da falha do mercado: A ampla distribuição do custo econômico de uma atividade, em conjunto com um benefício concentrado em pequenos grupos, cria um conflito econômico/ecológico. Ou de maneira mais direta: Não é o homem ou a espécie humana

que degrada o ambiente. São alguns homens que degradam o ambiente. Assim como não são todos os homens que têm que arcar com os resultados dessa degradação.

Em resposta a este desafio, uma disciplina está sendo desenvolvida, integrando economia, ciência ambiental e política pública e ainda incluindo valores da diversidade biológica na análise econômica. (McNeely, 1988; Costanza, 1991; Barbier et al., 1994). Esta disciplina é conhecida como economia ambiental. Os biólogos de conservação estão cada vez mais usando os conceitos e o vocabulário da economia ambiental, de forma que o governo, os banqueiros e os empresários possam ser convencidos, mais rapidamente, da necessidade de proteger a diversidade biológica, se houver uma justificativa econômica para fazê-lo.

Os custos ambientais de grandes projetos estão cada vez mais sendo calculados em forma de **avaliação do impacto ambiental** levando em conta os efeitos, presentes e futuros, que estes projetos possam ter no ambiente. O ambiente é, de modo geral, determinado de forma a incluir, além dos recursos naturais de áreas agricultáveis, também a qualidade da água, a vida dos habitantes locais, e as espécies ameaçadas. Em sua forma mais abrangente, uma **análise do**

custo-benefício compara os valores que são obtidos através do projeto, junto aos custos do projeto e os valores que se perde com ele (Randall, 1987). Teoricamente, se uma análise mostra que o projeto é rentável, ele deve prosseguir, enquanto que um projeto não rentável deve ser paralisado. Na prática, as análises de custo-benefício são bastante complexas de se realizar pois a avaliação destes benefícios e custos pode ser difícil de ser determinada e pode mudar com o tempo.

Recentemente, foram feitas tentativas para incluir a perda de recursos naturais nos cálculos do Produto Interno Bruto (PIB), que é amplamente usado e em outros índices de bem-estar interno (Daly e Cobb, 1989; Repetto, 1992). O problema na forma como é calculado o PIB, é que ele mede toda a atividade econômica de um país, não apenas a atividade benéfica. Atividades econômicas não sustentáveis e improdutivas (incluindo pesca predatória em águas costeiras e a mineração) levam ao aumento do PIB, muito embora essas atividades sejam realmente destrutivas a longo prazo para o país. Até mesmo os desastres ambientais como o derramamento de óleo da Petrobras, ou a Guerra do Golfo, contribuem para o aumento do PIB, pois temporariamente geram empregos e as compras necessárias para a limpeza. Na realidade, os custos econômicos associados de um país que tenha danos ambientais, podem ser consideráveis e, freqüentemente, ultrapassam os ganhos que o país possa obter através do desenvolvimento agrícola e industrial (Repetto, 1990a, b, 1992). Na Costa Rica, por exemplo, o valor das florestas destruídas durante os anos 80 excedeu bastante a renda dos produtos vindos das florestas, de forma que o setor florestal representou uma drenagem da riqueza do país.

Recursos de Propriedade Comum

Muitos recursos naturais, tais como ar puro, água limpa, qualidade do solo, espécies raras e até mesmo as paisagens, são considerados **recursos de propriedade comum**, que pertencem a toda a sociedade. A esses recursos geralmente não é atribuído valor monetário. As pessoas, as indústrias e os governos usam e danificam esses recursos sem pagar mais do que o custo mínimo e muitas vezes pagando absolutamente nada, uma situação descrita como a **tragédia dos comuns** (Hardin, 1968, 1985). Em sistemas mais completos de responsabilidade "ecológica" que estão sendo desenvolvidos, tais como o Imposto pelo uso da água em São Paulo e Paraná, ou a Responsabilidade pelos Recursos Nacionais nos EUA, o uso de tais recursos de propriedade comum está sendo incluído como parte dos custos internos para realização de negócios ao invés de estarem sendo vistos como uma externalidade. Quando as pessoas e empresas tiverem que pagar pelos seus atos é provável que elas parem de danificar o ambiente ou que se tornem mais cuidadosas (Repetto, 1990b, 1992). Algumas sugestões para concretizar isto incluem taxas mais altas sobre os combustíveis fósseis, penalidades pelo uso ineficaz de energia, pela poluição, e programas obrigatórios de reciclagem. Os investimentos podem ser dirigidos às atividades que dêem mais benefícios a um grande número de pessoas pobres. Finalmente, as penalidades financeiras pela danificação da diversidade biológica podem ser criadas e tornar-se tão severas que as indústrias seriam mais cuidadosas no trato com o mundo natural.

Demonstrar o valor da biodiversidade e dos recursos naturais é um assunto complexo, pois este valor é determinado por uma variedade de fatores econômicos e éticos. O principal objetivo da economia ambiental é desenvolver métodos para avaliar os componentes da diversidade biológica. Foram desenvolvidas várias abordagens para atribuir valores econômicos à variabilidade genética, às espécies, às comunidades e aos ecossistemas. Uma das mais úteis foi usada por McNeely (1988) e McNeely et al. (1990). Nesta estrutura, os valores são divididos como **valores diretos** (conhecidos em economia como *bens privados*), aos quais estão relacionados os produtos obtidos pelas pessoas e os **valores indiretos** (em economia, *bens públicos*) aos quais estão relacionados os benefícios fornecidos pela diversidade biológica, e que não implicam no uso ou destruição do recurso. Os benefícios aos quais se pode atribuir valores indiretos incluem a qualidade da água, a proteção do solo, recreação,

educação, pesquisa científica, controle climático e a provisão de futuras opções para a sociedade humana. O **valor de existência** é outra forma de valor indireto que pode ser revertido em benefício. Por exemplo, a quantidade de pessoas que desejam pagar para que as espécies sejam protegidas da extinção.

Valores Econômicos Diretos

Os valores diretos são atribuídos àqueles produtos que são diretamente colhidos e usados pelas pessoas. Esses valores podem ser muitas vezes prontamente calculados através da observação das atividades de grupos representativos de pessoas, da monitoração dos pontos de produtos naturais, e pela análise de estatísticas de importação e exportação. Os valores diretos podem ser posteriormente divididos entre **valor de consumo**, relativo às mercadorias que são consumidas internamente, e **valor produtivo**, relativo aos produtos que são vendidos em mercados.

Valor de Consumo

O **valor de consumo** pode ser atribuído a mercadorias tais como lenha e animais de caça que são consumidos internamente e não aparecem nos mercados nacionais e internacionais. Nas zonas Norte e Nordeste, por exemplo, grande parte das pessoas extraem do seu meio ambiente uma considerável quantidade dos produtos que precisam para sua subsistência. Esses produtos não aparecem no PIB dos países porque não são nem comprados nem vendidos (Repetto et al., 1989). Entretanto, se a população da zona rural não estiver capacitada a obter esses produtos, como pode ocorrer por conta da degradação ambiental, da super exploração dos recursos naturais, ou mesmo da criação de uma reserva protegida, então seu padrão de vida irá cair, possivelmente até o ponto em que estiver incapacitada para sobreviver e terá então que mudar para outro lugar.

Estudos sobre sociedades tradicionais nos países em desenvolvimento mostram a extensão do uso de seus recursos naturais para abastecer a população

com madeira para lenha, vegetais, frutas, carne, medicamento e materiais de construção (Prescott-Allen e Prescott-Allen, 1982; Myers, 1984; Hladick et al., 1993). Por exemplo, quase 80% da população mundial ainda utiliza medicamentos tradicionais derivados de plantas e animais, como sua principal fonte de tratamento médico (Farnsworth, 1988). Ao redor de 2.000 espécies são usadas na Bacia Amazônica (Schultes e Raffaut, 1990), enquanto que mais de 500 espécies são utilizadas para fins médicos na China.

Uma das exigências mais importantes para a população rural é a proteína que é obtida através da caça de animais silvestres. Em muitas áreas da África, a caça de animais representa uma porção significativa da proteína para a dieta da média das pessoas: em Botswana, cerca de 40% e no Zaire, 75% (Myers, 1988b).

No mundo todo, 100 milhões de toneladas de peixes, principalmente de espécies silvestres, são pescados a cada ano. Grande parte é consumida localmente.

O valor de consumo pode ser atribuído a um produto, considerando a quantidade de pessoas que teriam que pagar para comprar produtos equivalentes no mercado, se as fontes locais não estiverem mais disponíveis. Um exemplo desse enfoque foi uma tenta-

tiva de estimar o número de porcos selvagens abatidos por caçadores nativos em Sarawak, Leste da Malásia, realizada através da contagem dos cartuchos utilizados na zona rural e de entrevista com caçadores. Esse estudo pioneiro (e controvertido de uma certa forma) avaliou que o valor de consumo da carne de porco selvagem estava em torno de 40 milhões de dólares por ano (Caldecott, 1988). Mas, em muitos casos, as pessoas do local não têm dinheiro para comprar os produtos no mercado. Quando o recurso local se esgota, a pobreza rural se instala e as pessoas migram para os centros urbanos.

Se de um lado a dependência de produtos naturais locais está associada, em primeiro lugar, a países em desenvolvimento, de outro, existem áreas rurais nos Estados Unidos e Canadá onde centenas de pessoas dependem da lenha para aquecimento e da caça de animais silvestres para obtenção de carne. Muitas dessas pessoas seriam incapazes de sobreviver em tais lugares remotos se tivessem que comprar combustível ou carne.

Valor Produtivo

O valor produtivo é um valor direto atribuído a produtos que são extraídos do ambiente e vendidos no comércio nacional ou internacional. Esses produtos têm seu valor estabelecido por padrões econômicos aplicados ao preço pago no primeiro ponto de venda, menos os custos desse ponto e não pelo seu custo final no varejo; como consequência, o que parece ser um produto natural de menor importância pode ser, na verdade, o ponto de partida de produtos industrializados de grande valor (Godoy et al., 1993). A castanha do Pará, que rende aos catadores no Acre cerca de 50 centavos de real por kg (O Estado de São Paulo, 28/02/2000), custa 18 reais aos consumidores no supermercado em Belo Horizonte-MG.

Uma grande quantidade de produtos é extraída do meio ambiente e depois vendida no mercado. Entre os produtos de maiores vendas estão a lenha, madeira para construção, peixes e mariscos, plantas medicinais, frutas e vegetais, carne e pele de animais silvestres, fibras, ratam, mel, cera de abelha, tinturas naturais, algas marinhas, forragem animal, perfumes naturais e cola e resina de plantas (Myers, 1984).

O valor produtivo dos recursos naturais é significativo mesmo em países industrializados. Prescott-Allen e Prescott-Allen (1986) avaliaram que 4,5% do PIB dos EUA dependem, de alguma forma, das espécies silvestres, uma quantia que, em média, chegou a aproximadamente 87 bilhões de dólares por ano. O percentual seria muito mais alto para os países em desenvolvimento que têm menos indústrias e grande fração da população na zona rural.

Atualmente, a madeira está entre os produtos de maior importância que são obtidos a partir de ambientes naturais, com um valor acima de US\$75 bilhões por ano (Reid e Miller, 1989). A madeira e seus derivados estão sendo rapidamente exportados de muitos países tropicais para obtenção de moeda estrangeira de forma a financiar a industrialização e pagar débitos externos. O Brasil exportou oficialmente 992 mil m³ de mogno nos últimos 11 anos (figura 1.14A). Produtos que não são de madeira, mas vêm das florestas, incluindo a caça, frutas, borrachas e resinas, ratam e plantas medicinais, também têm grande valor de uso produtivo (figura 1.14B). Por exemplo, produtos que não são de madeira contabilizam 63% do total de divisas obtidas pela Índia na exportação de produtos provenientes das florestas (Gupta e Guleira, 1982). Esses produtos além da madeira, os quais algumas vezes são denominados erroneamente como "produtos secundários de florestas", são na realidade muito importantes economicamente, e podem ter ainda mais valor se colhidos ao longo



(A)



(B)

FIGURA 1.14. (A) A dificuldade em conter os avanços da indústria madeireira sobre a floresta se dá em parte em função do alto custo da madeira. Cada tora de mogno mostrada acima vale R\$ 4,5 mil para exportação. (B) Muitas comunidades rurais (como as do Norte e Nordeste) complementam sua entrada através da coleta de produtos naturais para vender em mercados locais. Aqui a família Dayak de Sarawak, na Malásia, vende mel selvagem e frutas nativas. Os produtos não madeireiros são importantes nas economias locais e nacionais, seja em Caruaru, seja em Sarawak.

do tempo ao invés da madeira, colhida toda de uma vez (Peters et al., 1989). O valor de produtos não madeiros, juntamente com o valor das florestas em outras funções, são uma forte justificativa para a manutenção das florestas em muitas áreas do mundo.

O maior valor produtivo de muitas espécies está em seu potencial de fornecer novas possibilidades para a indústria, para a agricultura e para o melhoramento genético das espécies agrícolas (NAS/NRC, 1972; Prescott-Allen e Prescott-Allen, 1986). Algumas espécies nativas de plantas e animais que atualmente são aproveitadas em escala local, podem ser produzidas em plantações e fazendas e outras podem ser cultivadas em laboratório. Essas colônias normalmente provêm de populações silvestres e são uma fonte de material para o melhoramento genético das populações domesticadas. No caso do cultivo de plantas, uma espécie ou uma variedade selvagem pode fornecer um gene especial que confira resistência a pestes ou aumento de produção. Este gene precisa ser obtido na natureza apenas uma vez, e poderá então ser incorporado às espécies cultivadas e ser guardado em um banco de genes. O contínuo melhoramento genético das plantas cultivadas é necessário não apenas para aumentar o rendimento, mas também para resguardá-las dos insetos resistentes aos pesticidas e aos fungos, vírus e bactérias, de caráter cada vez mais virulento (Hoyt, 1988). A perda dramática de

culturas pode estar freqüentemente relacionada à baixa variabilidade genética: a perda da cafeicultura no Norte do Paraná após a década de 60, a praga das batatas de 1846, na Irlanda, a perda do trigo em 1922 na União Soviética e a explosão do cancro cítrico em 1984 na Flórida, estão todas relacionadas à baixa variabilidade genética das espécies agrícolas (Plucknett et al., 1987).

O desenvolvimento de novas variedades também tem um impacto econômico notável. O melhoramento genético das culturas nos Estados Unidos foi responsável pelo aumento do valor das colheitas em uma média de US\$1 bilhão por ano, de 1930 a 1980 (OTA, 1987). Os genes de alto teor de açúcar e de grande tamanho das frutas obtidos a partir de tomates silvestres no Peru, foram transferidos para as variedades cultivadas de tomates, resultando em um montante de 80 milhões para a indústria (Iltis, 1988). A descoberta de uma variedade perene e selvagem de milho no estado mexicano de Jalisco (veja Capítulo 5) vale, potencialmente, bilhões de dólares à moderna agricultura porque ela poderia permitir o desenvolvimento de uma cultura perene de milho altamente produtiva e eliminaria a necessidade de plantios anuais. (Norton, 1988).

As espécies silvestres podem ser também usadas como agentes de controle biológico (Julien, 1987). Os biólogos, às vezes, controlam espécies exóticas, noci-

vas, através da busca do habitat original da praga que limita a população da espécie. Então, a espécie-controle pode ser levada à nova localidade, onde pode ser solta para controlar a praga. Um exemplo clássico é o caso do cacto da pêra espinhosa (*Opuntia sp.*) que foi introduzido na Austrália vindo da América do Sul para servir como cerca viva. O cacto cresceu descontroladamente e alastrou-se por milhões de hectares de pasto. No habitat original da pêra espinhosa, a larva de uma mosca *Cactoblastis* alimentava-se desse cactus. A mosca foi introduzida na Austrália com sucesso, onde reduziu o cactus significativamente.

O mundo natural é também uma importante fonte de novos medicamentos. Vinte e cinco por cento das receitas usadas nos Estados Unidos contêm ingredientes derivados de plantas. Duas drogas potentes derivadas da pervinca rosada (*Catharanthus roseus*) de Madagascar, por exemplo, demonstraram ser eficazes no tratamento da doença de Hodgkin's, leucemia e outros tipos de câncer no sangue. Os tratamentos que utilizaram essas drogas aumentaram o índice de sobrevivência de portadores de leucemia infantil de 10% para 90%. Muitos dos antibióticos mais importantes, tais como a penicilina e a tetraciclina, provêm de fungos e outros microorganismos (Farnsworth, 1988; Eisner, 1991). Mais recentemente, a droga ciclosporina derivada de um fungo, demonstrou ser um elemento essencial para o sucesso de transplantes cardíacos e renais. Muitos outros medicamentos foram primeiramente identificados em animais; animais venenosos como as cobras, artrópodes e espécies marinhas são fontes ricas de elementos químicos de aplicações médicas valiosas. Os 20 fármacos mais utilizados nos Estados Unidos são todos baseados em elementos químicos primeiramente identificados em produtos naturais; essas drogas têm um valor de venda combinado de 6 bilhões de dólares por ano.

As comunidades biológicas do mundo estão sendo continuamente pesquisadas para identificação de novas plantas, fungos e microorganismos que possam ser usados na luta contra doenças tais como o câncer e a AIDS (Plotkin, 1993; Cox e Balick, 1994, figura 1.15.4). Esta busca é geralmente realizada



FIGURA 1.15. (A) Etnobotânicos trabalham com a população local - neste caso um nativo do Suriname - para coletar plantas medicinais e reunir informações sobre seu uso (Cortesia de Mark Plotkin e Conservação Internacional) (B) Taxonomistas no InBio estão organizando e classificando a rica Fauna e Flora da Costa Rica (Fotografia de Mark Winter)

(A)



(B)

por órgãos governamentais de pesquisas e empresas farmacêuticas. Para facilitar a descoberta de novos medicamentos e obter lucros de novos produtos, o governo da Costa Rica criou o Instituto Nacional de Biodiversidade (INBio), que coleta produtos biológicos e fornece amostras para as empresas farmacêuticas (figura 1.15B). A Empresa Merck assinou um contrato para pagar ao INBio US\$1 milhão pelo direito de analisar amostras e pagará os direitos de uso para ao INBio sobre os produtos comerciais que resultarem da pesquisa (Eisner e Beiring, 1994). Programas como estes propiciam incentivos financeiros a países para proteger seus recursos naturais.

Valores Economicos Indiretos

Os valores indiretos podem ser destinados a aspectos da diversidade biológica, tais como processos ambientais e serviços proporcionados por ecossistemas, que propiciam benefícios econômicos sem terem que ser colhidos e destruídos durante o uso. Devido a esses benefícios não serem mercadorias ou serviços, no sentido econômico usual, eles não aparecem nas estatísticas nacionais de economias, como o PNB (Produto Nacional Bruto). Entretanto, eles podem ser cruciais para a disponibilidade a longo prazo de recursos dos quais as economias dependem. Se os ecossistemas naturais não estão disponíveis para propiciar tais benefícios, fontes alternativas devem ser encontradas, freqüentemente a altos custos. Ao se pensar em como podemos estimar os valores de uso indireto dos ecossistemas, consideramos este resumo das consequências do desmatamento:

Temos que achar substitutos para os produtos feitos de madeira, controlar a erosão, aumentar os reservatórios, incrementar a tecnologia de controle da poluição do ar, e criar novas instalações de lazer. Estes substitutos representam uma carga tributária enorme, um dreno no suprimento de recursos naturais mundiais, e uma pressão ainda maior na natureza. (F.H. Bormann, 1976)

Valor Não Consumista

As comunidades biológicas fornecem uma grande variedade de serviços ambientais que não são consumidos pelo uso. Este **valor não consumista**, às vezes, relativamente fácil de se calcular, como no caso do valor de insetos que fazem a polinização em plantações. Culturas como maracujá, figo, abacate e outras dependem de insetos para produzir.

O valor destes polinizadores poderia ser estimado através do cálculo sobre o quanto a plantação tem seu valor aumentado através desta ação ou sobre quanto o agricultor teria que pagar se tivesse que alugar colméias de algum apicultor. Determinar o valor de outros serviços de ecossistemas pode ser mais difícil, particularmente em nível global. A seguir temos uma listagem parcial dos benefícios de se conservar a diversidade biológica que tipicamente não aparecem nos cálculos de avaliações de impacto ambiental ou nos PNBs.

Produtividade do ecossistema. A capacidade fotossintética de plantas e algas permite que a energia solar seja capturada em tecidos vivos. Uma fração da energia estocada em plantas é coletada pelos humanos de maneira direta como na madeira de combustão, forragem e alimentos naturais. Esta matéria vegetal é também o ponto inicial de inúmeras cadeias alimentares de todos os produtos animais que são consumidos pela população. Aproximadamente 40% da produtividade do ambiente terrestre é dominada pelas necessidades humanas de recursos naturais (Vitousek, 1994). A destruição da vegetação em uma área devido a excesso de pastagem por animais domésticos, excesso de cortes de árvores, ou incêndios frequentes, destrói a habilidade do sistema de fazer uso da energia solar, levando a uma perda de produção da biomassa das plantas e degradação da comunidade animal (inclusive humanos) que vive na área (Odum, 1993). Do mesmo modo, estuários costeiros são áreas de rápido crescimento de algas e plantas que fornecem a base de cadeias alimentares que mantêm os estoques comerciais de peixes e mariscos. O Serviço de Pesca Marítima Nacional Americano estima que o dano aos estuários costeiros tem custado aos Estados Unidos mais de US\$200 milhões por ano em valor produtivo perdido no comércio de peixes e mariscos e em valor recreacional perdido na pesca de lazer. (McNeely et al., 1990). Mesmo quando os ecossistemas degradados ou danificados são reconstruídos ou restaurados - frequentemente a altos custos - eles geralmente não desempenham suas funções de ecossistemas tão bem quanto antes, e certamente não contêm mais sua diversidade

original de espécies. Um outro problema sério, que os cientistas estão investigando atualmente, é como a perda de espécies individuais de comunidades biológicas afeta os processos de ecossistemas, tais como o crescimento de plantas e a sua habilidade de absorver o dióxido de carbono atmosférico (Schulze e Mooney, 1993; Baskin, 1994a; Tilman e Downing, 1994). Quantas espécies terão que ser perdidas em uma comunidade, antes que o ecossistema comece a se degradar?

Proteção da água e recursos do solo. Comunidades biológicas são vitais para proteção de bacias hidrográficas, no controle de ecossistemas por ocasião de grandes enchentes ou secas, e na manutenção da qualidade da água (Ehrlich e Mooney, 1983; Likens, 1991). A folhagem das plantas e folhas mortas interceptam a chuva e reduzem seu impacto no solo, e raízes de plantas e organismos do solo o arejam, aumentando sua capacidade de absorção de água. Esta capacidade aumentada de reter a água reduz inundações que ocorrem após chuvas fortes e permite uma liberação lenta da água durante dias ou semanas após as chuvas terem cessado.

Quando a vegetação é perturbada por cortes de madeira, atividades agrícolas ou outras ações do homem, as taxas de erosão do solo e até mesmo de deslizamentos de terra aumentam. O dano causado ao solo limita a habilidade de vida das plantas em se recuperar após algum distúrbio e pode tornar a terra inútil para a agricultura. Além disso, partículas do solo que são levadas pelo fluxo superficial de água podem matar animais de água doce, organismos de recifes de corais, e a vida marítima nos estuários costeiros. Este assoreamento também torna a água dos rios não potável para as comunidades ribeirinhas, levando a um declínio na saúde humana. A erosão acelerada do solo pode ocasionar assoreamento prematuro de reservatórios em represas, causando perda de produção de energia, e pode criar barreiras de areia e ilhas, que reduzem a navegabilidade de rios e portos. Enchentes catastróficas sem precedentes em São Paulo, Minas Gerais, Bangladesh, Índia, Filipinas e Tailândia têm sido associadas ao corte de árvores em áreas de bacias hidrográficas; tais incidentes têm levado a apelos feitos pela comunidade local para a proibição do corte de árvores e incentivos a programas de florestamento. O Estado do Paraná, no começo de 2001, está estudando o aumento da água em 5% para viabilizar programas de florestamento de bacias hidrográficas. Este Estado, na década de 1980, implantou um programa no qual as microbacias hidrográficas eram readequadas, envolvendo mudança de carreadores, construção de curvas de nível e replantio das matas ciliares. Infelizmente o Programa de Microbacias do Paraná não atingiu uma fração significativa do Estado.

Na Índia, o dano causado por enchentes nas áreas agrícolas, fez com que o governo e agências privadas criassem grandes programas de plantio de árvores no Himalaia. Em alguns países a proteção de áreas alagadiças é priorizada a fim de evitar inundação de áreas ocupadas. O valor dos marismas na região próxima a Boston, Massachusetts, foi estimada em US\$72.000 por hectare ao ano, simplesmente com base no seu papel na redução de danos causados por enchentes (Hair, 1988).

Controle climático. Comunidades vegetais são importantes na moderação do clima local, regional, e até mesmo global (Nobre et al., 1991; Clark, 1992). Em nível local, as árvores fornecem sombra e transpiram água, o que reduz a temperatura do ambiente em climas quentes. Este efeito de resfriamento reduz a necessidade de ventiladores e condicionadores de ar, e aumenta o conforto e a eficiência de trabalho das pessoas. As árvores são também importantes em nível local, como quebra-ventos, e na redução da perda de calor de edifícios em climas frios.

Em nível regional, a transpiração das plantas recicla a água de volta para a atmosfera para então retornar em forma de chuva. A perda de vegetação existente em regiões do mundo como a Bacia Amazônica e a África Ocidental poderia resultar em uma redução regional da média anual de chuva (Fearnside, 1990). Em nível global, o crescimento de plantas está ligado ao ciclo do carbono. Uma perda de cobertura de vegetação resulta na redução da absorção de dióxido de carbono pelas plantas, contribuindo para a elevação dos níveis de dióxido de carbono que leva ao aquecimento global. As plantas (*lato-sensu*) são também a fonte de oxigênio do qual todos os animais, inclusive os humanos, dependem para sua respiração.

Dejetos. As comunidades biológicas são capazes de degradar e imobilizar poluentes tais como metais pesados, pesticidas e esgoto que tenham sido jogados no ambiente pela ação do homem (Odum, 1993; Greeson et al., 1979). Fungos e bactérias são particularmente importantes no desempenho deste papel. Quando estes ecossistemas são degradados e perdem estas funções, sistemas de controle de poluição então precisam ser instalados e operados para assumir as funções perdidas.

Um exemplo da função de depuração de ecossistema é o caso do Rio Tietê. O esgoto a céu aberto que corta a porção norte da cidade de São Paulo nasce em Salesópolis, a 100 quilômetros da capital. O rio Tietê corta o Estado de São Paulo exatamente ao meio, com 1.150 km de extensão desde a nascente, até a foz, no Rio Paraná. Em São Paulo, o rio Tietê recebe 30.000 litros de esgoto por segundo, e mais 7.000 litros de resíduos diversos. Com isto, a taxa de oxigênio cai a zero no trecho da capital. Já a 200 km da capital, a taxa

de oxigênio sobe a 4mg de oxigênio por litro devido ao trabalho de fungos e bactérias. Este sistema constitui uma unidade gratuita de depuração de resíduos. Não obstante, os paulistanos não desejam mais aturar o mau cheiro e mau aspecto do rio Tietê. Em uma ação conjunta entre o Banco Interamericano de Desenvolvimento e a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), US\$ 900 milhões foram investidos para aumentar de 20% para 60% o tratamento de esgotos na região. Esperamos que este não seja um gasto inútil de dinheiro público.

Relacionamento entre espécies. Muitas das espécies cultivadas pelas pessoas por seu valor produtivo dependem de outras espécies silvestres para a continuação de sua existência. Portanto, o declínio de uma determinada espécie nativa de pouco valor imediato para o homem, pode resultar em um declínio correspondente de uma espécie utilizada que seja economicamente importante. Por exemplo, a caça e os peixes consumidos por pessoas dependem de insetos silvestres e plantas para sua alimentação. Um declínio nas populações de plantas e insetos resultará em um declínio no número de animais. Plantações beneficiam-se de pássaros e insetos predadores, tais como os louva-a-deus (da família Mantidae), que se alimentam de pragas que atacam as plantações. Muitas espécies úteis de plantas silvestres dependem de animais que comem frutas, como os morcegos e pássaros, para dispersarem suas sementes (Fujita e Tuttle, 1991).

Um dos relacionamentos mais significativos, em termos econômicos nas comunidades biológicas, é o de muitas árvores encontradas em florestas com as plantações e os organismos de solo que fornecem a elas os nutrientes essenciais. Fungos e bactérias degradam plantas mortas e matéria animal, de onde eles obtêm energia; no processo, eles liberam nutrientes minerais como o nitrogênio para o solo, que são usados por plantas para seu crescimento. Este, todavia, é um equilíbrio tênue. Nem sempre mais nutrientes significa mais conservação. Em áreas poluídas, como Cubatão, o aporte de nutrientes (ou poluentes, no caso) é grandemente aumentado (Mayer et. al 2000), causando acidificação do solo e total desestruturação da comunidade.

Recreação e ecoturismo. O enfoque central da atividade de lazer é o prazer não consumista, advindo da natureza através de atividades tais como caminhadas, fotografia, rafting e observação de baleias e de pássaros (Duffus e Dearden, 1990). O valor monetário destas atividades, às vezes chamado de **valor de amenidade**, pode ser considerável (*figura 1.16*), especialmente se consideramos a sustentabilidade des-



FIGURA 1.16. Muitas pessoas consideram a interação com outras espécies uma experiência educacional e criativa. Nesta foto, uma comunidade de pescadores de Ubatuba, estimulada pelo Projeto TAMAR, produz tartarugas de madeira, que incrementam a renda familiar divulgando o conceito de conservação de espécies.

(Foto: Fundação Pró Tamar)

tas atividades. Os visitantes da Região de Bonito-MS, Brotas-SP e Tibagi-PR, continuarão a trazer dinheiro para estas regiões, enquanto elas se mantiverem conservadas. O recente crescimento do ecoturismo nessas regiões prova isto.

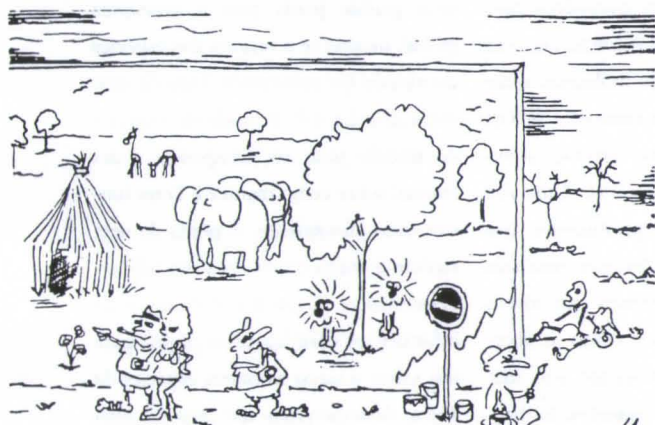
Os números para quantificar o valor de amenidade são difíceis de obter. Quanto vale o acesso ao Parque Trianon ? (um fragmento de floresta encravado na Av. Paulista, a região mais cara da América do Sul). Certamente é mais simples quantificar qual o custo da área, quantos empregos um empreendimento neste local poderia gerar, e qual seria o lucro líquido deste empreendimento. O valor de amenidade é de difícil mensuração, mas não é pequeno. Nos Estados Unidos, quase 100 milhões de adultos e um número comparável de crianças estão envolvidos a cada ano em alguma forma de recreação não destrutiva da natureza, gastando 4 bilhões de dólares com taxas, viagem, alojamento, alimentação e equipamentos (Shaw e Mangun, 1984). Em lugares de relevância nacional e internacional para a conservação ou de beleza natural excepcional, como o Parque Nacional do Iguaçu, ou o Parque Yellowstone, nos EUA, o valor recreacional não consumista, freqüentemente supera em muito o de outras indústrias locais (Power, 1991). Mesmo atividades de recreação, tais

como a caça e a pesca, que em teoria são consumistas, são na prática não consumistas, porque o valor alimentício dos animais capturados por pescadores e caçadores é tipicamente insignificante em comparação com o tempo e dinheiro gastos nestas atividades. Particularmente em economias rurais, a caça e a pesca geram centenas de milhões de dólares. **Ecoturismo** é uma indústria que está crescendo em muitos países em desenvolvimento, rendendo aproximadamente US\$12 bilhões por ano no mundo todo. Os ecoturistas visitam um determinado local e gastam parte de seu dinheiro ou sua totalidade para vivenciar a diversidade biológica e ver determinadas espécies (Lindberg, 1991; Ceballos-Lascuráin, 1993). O Parque Nacional de Foz do Iguaçu foi visitado por 1.361.000 turistas em 1996. Destes, 830.000 visitaram o Parque Nacional do Iguaçu. De acordo com o Governo do Paraná, os gastos individuais médios de um turista em Foz do Iguaçu é 118,6 dólares. Este mesmo governo, ao permitir que o Parque Nacional do Iguaçu seja cortado ao meio pela abertura da Estrada do Colono, está arriscando perder um mercado de mais 364 milhões de dólares/ano, que é o quanto esses visitantes do Parque gastaram no Estado. Ainda segundo dados do Estado do Paraná, o sistema de Parques do Estado teve 1,5 milhão de visitas. Somente em Londrina, o Parque Arthur Thomas, com sua precária estrutura, teve em 1996 um número de visitas registradas igual a quase 30% do total da população da cidade.

Porém, muito mais pode ser feito em termos de ecoturismo no Brasil. Ruanda, apesar de toda a falta de infra-estrutura, desenvolveu uma indústria de turismo para ver gorilas, que foi a terceira maior renda do país em moeda estrangeira (Wedder, 1989), até os problemas internos terem começado. O ecoturismo tem tradicionalmente sido a indústria-chave dos países africanos do leste, como o Quênia e a Tanzânia, e é cada vez mais parte do cenário turístico em muitos países americanos e asiáticos. No início dos anos 70 foi feita uma estimativa de que cada leão no Parque Nacional de Amboseli, no Quênia, poderia ser avaliado em US\$27.000 por ano de renda proveniente do turismo, enquanto uma manada de elefantes valia US\$610.000 por ano (Western e Henry, 1979); estes valores são certamente maiores atualmente. O ecoturismo pode servir como uma das justificativas mais imediatas para a proteção da diversidade biológica, particularmente quando estas atividades estão incluídas nos planos gerais de administração (Munn, 1992).

Há o perigo de que as instalações turísticas ofereçam uma experiência de fantasia esterilizada, mais do que permitir que os turistas se conscientizem ou até

mesmo percebam os sérios problemas sociais e ambientais que ameaçam a diversidade biológica (figura 1.17). As atividades de ecoturismo por si mesmas podem contribuir para a degradação de áreas sensíveis, quando os turistas inadvertidamente pisam em flores, danificam corais e perturbam ninhadas de pássaros (Hawkins e Roberts, 1994).



Courtesy: EG Magazin

FIGURA 1.17.
Estruturas para
ecoturistas podem
criar uma fantasia
que ignora a
realidade local
(E.G. Magazín,
Alemanha)

Valor educacional e científico. Muitos livros, programas de televisão, e filmes produzidos com fins educacionais e de entretenimento são baseados em temas da natureza. Cada vez mais, materiais de história natural estão sendo incorporados aos currículos escolares (Hair e Pomerantz, 1987). Esses programas educacionais provavelmente movimentam bilhões de dólares por ano. Um número considerável de cientistas profissionais, assim como amadores altamente motivados, estão engajados em observações ecológicas que têm valor de uso não consumista na forma de emprego e dinheiro gasto com produtos e serviços. Enquanto essas atividades científicas fornecem benefícios econômicos para áreas próximas de estações de pesquisa, seu valor real está na possibilidade de aumentar o conhecimento humano, melhorar a educação e enriquecer a experiência humana.

Indicadores ambientais. Espécies que são particularmente sensíveis a toxinas químicas podem servir como um "sistema de alerta" para o monitoramento da saúde do ambiente (Hellawell, 1986). Algumas espécies podem até servir como substitutos para equipamentos caros de detecção. Entre as mais conhecidas espécies indicadoras estão os líquens, que crescem em rochas e absorvem produtos químicos encontrados na água de chuva e na poluição do ar (Hawksworth, 1990). Altos níveis de materiais tóxicos matam os líquens, e cada espécie de líquen tem níveis distintos de tolerância à poluição do ar. A composição da comunidade de líquens pode ser usada como um indicador biológico do nível de poluição do ar, e a distribuição e abundância de líquens podem ser usadas para identificar áreas de contaminação ao redor de fontes de poluição, como as fundições. Os moluscos e outros seres que se alimentam de filtragem de água, são também úteis para o monitoramento da poluição porque processam grandes volumes de água e concentram produtos químicos tóxicos, como os metais pesados, PCBs e pesticidas, em seus tecidos (Stevens, 1988). A abundância, distribuição e composição de líquens são muito influenciadas pelo histórico de fogo de uma área, de modo que os líquens podem também ser utilizados como indicadores de histórico de fogo. (Mistry, 1998). Muitas outras espécies podem ser utilizadas como indicadoras, tais como *Padina gymnospora*, uma alga de bento que ocorre na Baía de Sepetiba e que acumula Zinco (Karez et al. 1994), ou plântulas do Manacá da Serra, espécie frequente na Mata Atlântica (*Tibouchina pulchra*) que é sensível à concentração de flúor (um poluente frequentemente encontrado no ar) (Klumpp et al., 2000).

Valor de Opção

O **valor de opção** de uma espécie é seu potencial para fornecer um benefício econômico para a sociedade humana em algum determinado momento no futuro. Assim que as necessidades da sociedade mudam, também devem mudar os métodos de satisfação destas necessidades (Myers, 1984). Frequentemente, a solução para um problema está em animais ou plantas não considerados previamente. Busca-se novos produtos naturais nos reinos animal e vegetal, ou quase inteiros. Entomologistas buscam insetos que possam ser usados como agentes de controle biológico, os microbiologistas procuram bactérias que possam auxiliar nos processos de fabricação

bioquímica, e os zoologistas estão identificando espécies que possam produzir proteína animal mais eficazmente e com menos dano ambiental do que as espécies utilizadas. Se a diversidade biológica for reduzida no futuro, a habilidade dos cientistas em localizar e utilizar novas espécies para tais fins será diminuída.

FIGURA 1.18. O Ginkgo é cultivado em função do valor medicinal das suas folhas. A cada ano, novos ramos e folhas brotam dos troncos que são então colhidos. Esta espécie é a base de um mercado de centenas de milhões de dólares/ano. (Foto de Peter Del Tredici, Arnold Arboretum)

Agências de assistência à saúde e indústrias farmacêuticas estão se esforçando ao máximo para coletar e identificar espécies para compostos que tenham a habilidade de combater doenças humanas (Plotkin, 1988; Eisner e Bering, 1994). A descoberta de um produto eficaz contra o câncer no teixo do Pacífico, uma árvore nativa das florestas da América do Norte, é apenas o mais recente resultado desta busca. Uma outra espécie é o ginkgo (*Ginkgo biloba*), uma árvore que se encontra na selva em algumas localidades isoladas da China. Durante os últimos 20 anos uma indústria com faturamento de US\$500 milhões ao ano desenvolveu o cultivo do ginkgo e a fabricação de remédios extraídos de suas folhas, amplamente usados na Europa e Ásia para o tratamento de problemas de circulação do sangue e enfartes (figura 1.18; Del tredici, 1991).



A crescente indústria de biotecnologia está descobrindo novas maneiras de reduzir a poluição, desenvolver processos industriais, e combater doenças que ameacem a saúde humana (Frederick e Egan, 1994). Em alguns casos, espécies bem conhecidas e recém-descobertas têm demonstrado ter exatamente as propriedades necessárias para tratar algum problema médico. Técnicas inovadoras de biologia molecular estão permitindo que genes valiosos e únicos encontrados em uma espécie sejam transferidos para uma outra. Uma das novas espécies mais promissoras que estão sendo investigadas por cientistas industriais são as bactérias que vivem em ambientes extremos como as aberturas/orifícios geotermiais em alto mar e mananciais de águas quentes. As bactérias que se desenvolvem em ambientes incomuns física e quimicamente, podem ser adaptadas a usos industriais especiais de considerável valor econômico. Uma das mais importantes ferramentas da indústria de biotecnologia de bilhões de dólares, a técnica de reação em cadeia polimerase (PCR) para multiplicação de cópias de DNA depende de uma enzima que é estável em altas temperaturas; esta enzima foi derivada de uma bactéria endêmica aos mananciais de águas quentes do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos.

Enquanto a maioria das espécies tem pouco ou nenhum valor econômico direto, uma pequena parte pode ser de uso potencial para novos medicamentos, apoiar um ramo industrial, ou evitar o declínio de uma grande cultura. Se apenas uma destas espécies tornar-se extinta antes de ser descoberta, será uma grande perda para a economia global, mesmo se a maioria das espécies do mundo for conservada. Dito de uma outra maneira, a diversidade das espécies no mundo pode ser comparada a um manual sobre como manter a Terra funcionando eficazmente. A perda de uma espécie é como rasgar uma das páginas deste manual. Se um dia precisarmos de informações contidas nessa página para nos salvar e salvar as outras espécies da Terra, descobriremos que esta foi uma perda irreparável.

Uma questão que está sendo muito debatida é: Quem detém os direitos de desenvolvimento comercial sobre a diversidade biológica do mundo? No passado, as espécies eram coletadas livremente onde quer que elas estivessem, e as empresas, freqüentemente em países desenvolvidos, vendiam então os produtos resultantes com fins lucrativos. Cada vez mais, os países do mundo em desenvolvimento estão exigindo uma parcela nas atividades comerciais resultantes da diversidade biológica encon-

trada em suas fronteiras (Vogel, 1994). Tratados e procedimentos de desenvolvimento para definir este processo serão o maior desafio dos próximos anos.

Recentemente, um acordo celebrado entre o Governo Brasileiro e uma Multinacional Suíça quase facultou a esta, acesso irrestrito à Biodiversidade da Amazônia. O acordo foi firmado entre a Bioamazônia, um braço autônomo do PROBEM da Amazônia - Programa Brasileiro de Ecologia Molecular para o Uso Sustentável da Biodiversidade da Amazônia, e a Novartis, uma multinacional suíça. Uma reunião da Secretaria de Coordenação da Amazônia do Ministério do Meio Ambiente, no entanto, reviu as atribuições de um convênio que dava autonomia para a Bioamazônia firmar este tipo de convênio, e uma medida provisória (nº 2.052) foi promulgada em 29 de junho de 2000. Ela estabelece no seu artigo 2º, que:

A exploração do patrimônio genético existente no País somente será feita mediante autorização ou permissão da União.

Valor de Existência

Muitas pessoas no mundo todo se preocupam com a vida selvagem e com as plantas e estão voltadas para sua conservação (Randall, 1987). Esta preocupação pode estar associada ao desejo de um dia visitar o habitat de uma espécie rara e ver esta espécie livre, caso contrário esta será vista apenas como uma identificação abstrata. Algumas espécies tais como a Balcia, o Mico Leão Dourado, o Lobo Guará, o Boto Rosa e muitos pássaros, como a Gralha Azul, causam empatia nas pessoas e por isso são chamadas de “fauna carismática” (figura 1.19).

No Brasil não chegamos a destinar muitos recursos para este “ecologismo baleeiro” como é chamada a preocupação excessivamente focada na espécie, independentemente de seu ambiente. Quando nós despertamos em relação ao nosso ambiente, na década de 80, já se acreditava que é necessário conservar processos ecológicos, mais do que simplesmente espécies.

Já nos Estados Unidos, onde a preocupação ambientalista remonta a alguns séculos, US\$2,3 bilhões foram doados em 1990 para organizações

FIGURA 1.19. A gralha azul (*Cynocorax caeruleus*) é uma ave emblemática do Paraná. Acredita-se que ela disperse as sementes da *Aruncaria angustifolia*, outra espécie emblemática do Paraná. Espécies como a gralha azul e a *Aruncaria* são chamadas de espécies carismáticas. A conservação de espécies carismáticas, se bem conduzida, pode levar à conservação de ecossistemas inteiros, como a Mata de *Aruncaria* que ocupa grande parte do Paraná.



ambientais de vida selvagem, tendo a Nature Conservancy, a World Wildlife Fund, a Ducks Unlimited, e a Sierra Club no topo da lista de beneficiados (Groombridge, 1992). Os cidadãos também demonstram sua preocupação ao direcionarem seus governos na destinação de dinheiro para programas de conservação. O governo dos Estados Unidos já gastou mais de US\$20 milhões para proteger uma única espécie rara, o condor da Califórnia (*Gymnogyps californianus*).

Apesar deste foco em uma única espécie parecer ingênuo, já que nenhuma espécie vive separada de outras espécies e do seu ambiente, ele é uma estratégia conservacionista de utilizar a “fauna carismática” para levantar fundos para conservar também as outras espécies menos carismáticas, mas não menos importantes.

Tal valor de existência pode também ser dado às comunidades biológicas tais como as florestas e os corais de recifes, e a áreas de beleza natural. Pessoas e organizações doam grandes somas de dinheiro anualmente para assegurar a existência

continuada destes habitats. O dinheiro gasto para proteger a diversidade biológica, particularmente nos países desenvolvidos, está na ordem de centenas de milhões, se não bilhões, de dólares por ano. Esta soma representa o valor de existência de espécies e comunidade; a quantia que as pessoas estão prontas a pagar para evitar que espécies entrem em processo de extinção e que habitats sejam destruídos.

Considerações Éticas

Os métodos de economia ambiental representam um avanço científico, mas eles também podem ser vistos como um sinal de aceitação do atual sistema econômico mundial da maneira em que se encontra, com apenas pequenas alterações. Em um sistema econômico mundial no qual milhões de crianças morrem a cada ano por doença, desnutrição, crime e guerra, e no qual milhares de espécies raras tornam-se extintas anualmente, devido à destruição do habitat, nós precisamos de pequenas ou grandes alterações?

Uma abordagem complementar para proteger a diversidade biológica e melhorar a condição humana através de uma legislação rigorosa, incentivos, multas e monitoramento ambiental é mudar os valores fundamentais de nossa sociedade materialista. Se a preservação do ambiente natural e a manutenção da diversidade biológica se tornassem um valor fundamental em toda a sociedade, as consequências naturais seriam a redução do consumo de recursos e um crescimento limitado da população. Muitas culturas tradicionais têm co-existido com sucesso com seu ambiente há milhares de anos, devido à ética social que encoraja a responsabilidade pessoal e uso eficiente de recursos.

Os argumentos econômicos são freqüentemente apresentados para justificar a proteção da diversidade biológica, mas há também fortes argumentos éticos para se fazer isto (Rolston, 1988, 1989; Naess, 1989). Estes argumentos têm fundamento nos sistemas de valores de muitas religiões, filosofias e culturas e, desta forma, podem ser prontamente entendidos pelo público em geral. Argumentos éticos para a preservação da diversidade biológica apelam para instintos mais nobres das pessoas e são baseados em verdades amplamente aceitas. As pessoas aceitarão estes argumentos com base em seus próprios sistemas de crenças (Hargrove, 1989; Callicot, 1994). Por outro lado, argumentos baseados em princípios econômicos ainda estão sendo desenvolvidos e podem eventualmente mostrar-se inadequados, altamente imprecisos e não convincentes (Norton, 1988). Argumen-

tos econômicos por si mesmos podem fornecer uma base para a valorização das espécies, porém eles também podem ser usados (ou abusados) para se decidir que não precisaríamos salvar uma determinada espécie, ou que devemos salvar determinada espécie, mas não outra. Em termos econômicos, uma espécie que tem um tamanho pequeno, pequena população, alcance geográfico limitado, e não é atraente em sua aparência, não tem uso imediato para as pessoas, e nenhuma relação com qualquer espécie de importância econômica, será pouco valorizada. Estas qualidades descrevem uma proporção substancial das espécies no mundo, particularmente insetos, outros invertebrados, fungos, plantas sem flores, bactérias e protistas. Esforços dispendiosos para preservar estas espécies podem não ter justificativa econômica a curto prazo.

Vários argumentos éticos podem ser apresentados para preservação de todas as espécies, independente de seu valor econômico. Os seguintes princípios, baseados no valor intrínseco das espécies, são importantes para a biologia de conservação, porque fornecem a justificativa para se proteger espécies raras e espécies com nenhum valor econômico aparente.

Toda espécie tem o direito de existir. Todas as espécies representam soluções biológicas singulares para o problema de sobrevivência. Com base nisto, a sobrevivência de cada espécie deve ser garantida, independente de sua abundância ou importância para nós. Isto é verdadeiro se a espécie é grande ou pequena, simples ou complexa, velha ou recentemente surgida, de grande importância econômica ou de pequeno valor imediato. Todas as espécies são parte da comunidade de seres vivos e têm tanto direito quanto qualquer outro humano de existir. Toda espécie tem seu próprio valor, um valor intrínseco não relacionado às necessidades humanas (Naess, 1986). Além de não ter o direito de destruir as espécies, as pessoas têm a responsabilidade de agir para evitar que as espécies entrem em extinção como resultado das ações do homem. Este argumento apresenta os humanos como parte de uma comunidade biótica maior, na qual respeitamos e reverenciamos todas as espécies.

Como podemos designar direitos de existência e proteção legal a espécies não humanas quando não se tem a auto-consciência que é geralmente associada à moralidade de direitos e deveres? Além disso, como podem as espécies não humanas, tais como os líquens e fungos, ter direitos, uma vez que não possuem o sistema nervoso para terem a percepção de seu próprio ambiente? Muitos que são a favor da ética ambiental, acreditam que as espécies reivindicam com sua vontade de viver, através

de sua procriação e sua contínua adaptação evolucionária ao ambiente em transformação. A extinção prematura de uma espécie devido às atividades humanas destrói este processo natural, e pode ser vista como um "assassinato em massa" (Rolston, 1985) porque mata não apenas indivíduos vivos, mas também futuras gerações de espécies e elimina os processos de evolução e especiação.

Todas as espécies são interdependentes. As espécies interagem de modo complexo como parte de comunidades naturais. A perda de uma espécie pode ter consequências de longo alcance para outros membros da comunidade.

Outras espécies podem se tornar extintas em resposta, ou a comunidade toda pode se desestabilizar como efeito cascata da extinção das espécies. À medida que aprendemos mais sobre os processos globais, descobrimos também que muitas características químicas e físicas da atmosfera, do clima e do oceano interagem com processos biológicos, de modo que processos físicos, químicos e biológicos se auto-regulam. A idéia de que a Terra é um super ecossistema, no qual a comunidade biótica tem seu papel na criação e manutenção de condições adequadas para a vida, é apresentada na hipótese de Gaia (Lovelock, 1988). Se este for o caso, nossos instintos de auto-preservação podem nos impelir a preservar a biodiversidade. É curioso pensar que a própria Gaia tenha nos impelido a escrever este livro, e você a lê-lo. Nós somos obrigados a conservar o sistema como um todo porque isto é a unidade de sobrevivência apropriada.

Os humanos devem viver dentro das mesmas limitações em que vivem outras espécies. Todas as espécies no mundo são restritas pela capacidade de carga biológica de seu ambiente. Cada espécie utiliza recursos de seu ambiente para sobreviver, e a densidade de uma espécie se reduz quando seus recursos tornam-se escassos. Os humanos devem ser cuidadosos em diminuir o dano que causam a seu ambiente natural, porque tal dano prejudica não só outras espécies, mas também os próprios humanos. Muito da poluição e da degradação ambiental que ocorre é desnecessária e poderia ser minimizada com melhor planejamento.

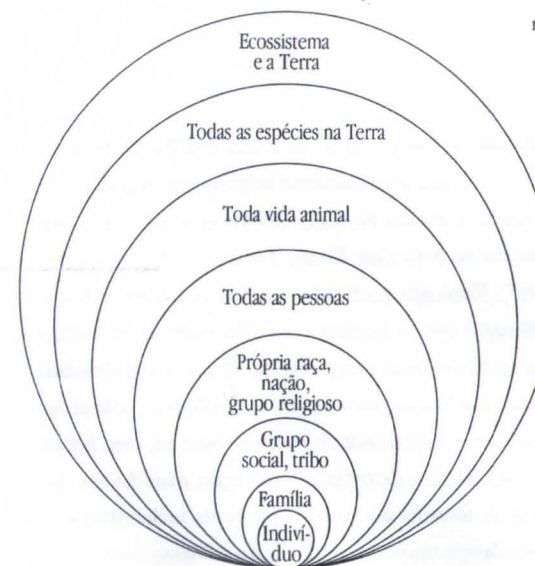
A sociedade tem a responsabilidade de proteger a Terra. Se degradarmos os recursos naturais da Terra e fizermos com que as espécies se tornem extintas, as gerações futuras terão que pagar o preço em termos de um padrão inferior de qualidade de vida. Portanto, as pessoas hoje deveriam usar os recursos de maneira sustentável para que não danifiquem as espécies e comunidades. Nós podemos imaginar que estamos tomando emprestado a Terra das gerações futuras, e que elas esperam recebê-la em boas condições.

O respeito pela vida e diversidade humana é compatível com o respeito pela diversidade biológica. Uma apreciação da complexidade da cultura humana e do mundo natural faz com que as pessoas respeitem todas as formas de vida. Esforços para trazer paz entre as nações do mundo e para erradicar a pobreza, a criminalidade e o racismo beneficiarão as pessoas e

a diversidade biológica ao mesmo tempo, porque a

violência dentro e entre as sociedades humanas é um dos principais destruidores da diversidade biológica. A maturidade humana leva naturalmente a uma "identificação com todas as formas de vida" e ao "reconhecimento do valor intrínseco destas formas" (Naess, 1986). Esta visão engloba um círculo em expansão das obrigações morais, saindo de si mesmo para incluir deveres com aqueles da sua família, do seu grupo social, de toda a humanidade, animais, todas as espécies, o ecossistema, e finalmente a Terra toda (Noss, 1992, figura 1.20).

FIGURA 1.20.
Hierarquia ética,
onde a preocupação
individual se estende
para níveis cada
vez mais amplos,
além do indivíduo.
(Noss, 1992)



A natureza tem um valor estético e espiritual que transcende seu valor econômico. Através de toda a história, pensadores religiosos, poetas, escritores, artistas e músicos de todos os estilos têm tirado inspiração da natureza. Para muitas pessoas, uma qualidade essencial desta inspiração requer vivenciar a natureza em um ambiente intocado. Simplesmente ler sobre as espécies ou vê-las em museus, jardins e zoológicos não será suficiente. Quase todos gostam da vida selvagem e de paisagens bonitas, e muitas pessoas consideram a Terra uma criação divina com sua própria bondade e valor que devem ser respeitados.

A diversidade biológica é necessária para determinar a origem da vida. Dois dos mistérios centrais no mundo da filosofia e da ciência são como a vida se originou e como surgiu a diversidade da vida encontrada hoje na Terra. Milhares de biólogos estão trabalhando nestas questões e estão cada vez mais próximos de respondê-las. Entretanto, quando as espécies se tornam extintas, pistas importantes se perdem, e o mistério fica mais difícil de ser solucionado.

Abordagens Filosóficas

Em todo o mundo, organizações ativistas ambientais, tais como o WWF Greenpeace e a Earthfirst!, estão comprometidas em usar seu conhecimento sobre questões ambientais para proteger as espécies e os ecossistemas. Uma das filosofias ambientais mais desenvolvidas que apoiam este ativismo está descrita no livro *Deep Ecology: Living As if Nature Mattered* (Devall e Sessions, 1985; Sessions, 1987). **Ecologia profunda** se baseia na premissa de que todas as espécies têm valor em si mesmas, e que os humanos não têm o direito de reduzir esta riqueza. Uma vez que atividades humanas atualmente estão destruindo a diversidade biológica da Terra, estruturas políticas, econômicas, tecnológicas e ideológicas devem ser mudadas. Essas mudanças levam à melhoria da qualidade de vida das pessoas, com ênfase na melhoria da qualidade do ambiente, da estética, da cultura e da religião mais do que dos níveis mais altos de consumo material. A filosofia da ecologia profunda inclui obrigação de se trabalhar para implementar as mudanças necessárias através do ativismo político e o comprometimento com as mudanças de estilo de vida de cada um.

Resumo

1. A biologia de conservação é uma síntese de algumas disciplinas científicas que lida com a crise sem precedentes da biodiversidade atual. Ela combina as abordagens de pesquisa básica e aplicada para evitar a perda da biodiversidade: especificamente, a extinção das espécies, a perda da variabilidade genética e a destruição de comunidades biológicas.
2. A biologia de conservação baseia-se em um número de premissas aceitas pela maioria dos biólogos conservacionistas: A diversidade das espécies é positiva; a extinção das espécies devido à ação do homem é negativa; a interação complexa das espécies em comunidades naturais é positiva; a evolução das espécies é positiva; a diversidade biológica tem valor em si mesma.
3. A diversidade biológica da Terra inclui: a extensão total de espécies vivas, a variação genética que ocorre entre os indivíduos dentro de uma espécie, as comunidades biológicas nas quais as espécies vivem, e as interações no nível do ecossistema da comunidade com o ambiente físico e químico.
4. Certas espécies-chave parecem ser importantes para a sustentabilidade de outras espécies em uma comunidade. Recursos essenciais, tais como desovar em uma praia, ocupam uma pequena fração de um habitat, mas podem ser cruciais para a persistência de muitas espécies na área.
5. A maior diversidade biológica é encontrada nas regiões tropicais do mundo, com grandes concentrações nas florestas tropicais, recifes de corais, lagos tropicais e alto mar. A maioria das espécies do mundo ainda não foi descrita e identificada.
6. O novo campo da economia ambiental está desenvolvendo métodos para estimar o valor da diversidade biológica, e com isso, está apresentando argumentos para sua proteção. Grandes projetos de desenvolvimento estão cada vez mais sendo analisados por avaliações de impacto ambiental e análises de custo-benefício, antes de serem aprovados.
7. Componentes da diversidade biológica podem receber valores econômicos diretos, designados a produtos consumidos pelas pessoas, ou valores econômicos indiretos, destinados a benefícios fornecidos pela diversidade biológica, que não envolvem o consumo ou destruição de recursos. Valores

diretos podem ainda ser divididos em valor de consumo e valor produtivo. Valor de consumo é dado a produtos que são consumidos localmente, tais como a madeira para queima, medicamentos locais e material para construção.

8. Valor indireto pode ser destinado a produtos coletados na vida selvagem e vendidos em mercados, tais como a madeira e o pescado com fins comerciais. As espécies coletadas na natureza têm grande valor produtivo no seu potencial de fornecer novas espécies cultivadas e de melhoria genética de espécies agrícolas. As espécies nativas também têm sido fonte principal de novos medicamentos.

9. Valor produtivo pode ser destinado a aspectos da diversidade biológica que provem benefícios econômicos para as pessoas, mas não são consumidos ou danificados durante este uso. Valores não consumistas dos ecossistemas incluem a produtividade do ecossistema, proteção do solo e de recursos da água, as interações das espécies silvestres com plantações comerciais, e o controle climático.

10. A diversidade biológica é parte da fundamentação do lazer ao ar livre e das indústrias de ecoturismo. Em muitos países em desenvolvimento, o ecoturismo representa uma das maiores fontes geradoras de renda.

11. A diversidade biológica também tem uma opção de valor, em termos de seu potencial, para fornecer futuros benefícios à sociedade humana, tais como novos medicamentos, agentes de controle biológico e plantações. Ela tem também um valor de existência, baseado na quantia de dinheiro que as pessoas estão prontas a pagar para proteger a diversidade biológica.

12. A diversidade biológica pode ser justificada em termos éticos tanto quanto em termos econômicos. Os sistemas de valores da maioria das religiões, filosofias e culturas fornecem justificativas para se preservar as espécies que são prontamente entendidas pelas pessoas. Estas justificativas favorecem a proteção até mesmo de espécies que não têm um valor econômico aparente para as pessoas.

13. O argumento ético mais importante é o de que as espécies têm o direito de existir baseado em um valor em si mesmo, não relacionado às necessidades humanas. As pessoas não têm o direito de destruir as espécies e devem agir para evitar a sua extinção.

CAPÍTULO 2

Ameaças à Diversidade Biológica

Um meio ambiente bem conservado tem grande valor econômico, estético e social. Mantê-lo significa preservar todos os seus componentes em boas condições: ecossistemas, comunidades e espécies. O aspecto mais sério do perigo ambiental é a extinção das espécies. As comunidades podem ser degradadas e confinadas a um espaço limitado, mas na medida em que as espécies originais sobrevivam, ainda será possível reconstituir as comunidades. Da mesma forma, a variação genética das espécies será reduzida se o tamanho da população for diminuído, mas estas podem ainda recuperar o potencial de sua variação genética através de mutação, seleção natural e recombinação. Entretanto, uma vez que a espécie é extinta, a informação genética única contida em seu DNA e a combinação especial de caracteres que ela possui, estarão perdidas para sempre. Uma vez que uma espécie tenha sido extinta, sua população não pode ser recuperada, a comunidade que ela habitava torna-se empobrecida e seu valor potencial para os seres humanos jamais poderá se realizar.

Taxas de Extinção

O termo “extinto” tem muitas nuances e seu significado pode variar dependendo do contexto. Uma espécie é considerada extinta quando nenhum indivíduo daquela espécie permanece vivo em todo o mundo: “A ararinha azul está

FIGURA 2.1. A ararinha azul (*Cyanopsitta spixii*) consta da lista de espécies ameaçadas do IBAMA como sendo extinta da natureza. Por esta razão, foi criado o Projeto Ararinha Azul, cujo logotipo se vê acima.



extinta” (figura 2.1). Se os indivíduos de uma espécie permanecem vivos apenas em cativeiro ou em quaisquer outras situações controladas pelo homem, a espécie é considerada *extinta*: “O Pau-Brasil está praticamente extinto nas matas, mas se desenvolve bem quando cultivado”. Em ambas as situações, as espécies seriam consideradas *globalmente extintas*. Uma espécie é considerada *localmente extinta* quando não é mais encontrada na área em que habitou anteriormente, mas ainda pode ser encontrada em algum outro lugar do ambiente selvagem. Alguns biólogos conservacionistas consideram uma espécie *ecologicamente extinta* se ela se mantém em número tão reduzido que seu efeito sobre outras espécies da sua comunidade é quase imperceptível: A ariranha (*Pteronura brasiliensis*), por exemplo, está ecologicamente extinta no Estado de Minas Gerais; existem tão poucas ariranhãs na natureza que seu efeito de predação nas populações é insignificante (figura 2.2).



FIGURA 2.2. A Ariranha (*Pteronura brasiliensis*) é uma espécie predadora de topo de cadeia. Ela consta da lista de espécies ameaçadas da Fundação Biodiversitas, como sendo uma espécie extinta no Estado de Minas Gerais.

Uma questão vital para a biologia de conservação, é quanto tempo levará para que uma determinada espécie se torne extinta, a partir de uma redução dramática de sua área de ocorrência, ou após a degradação e/ou fragmentação de seu habitat. Quando as populações são reduzidas até seu número crítico de espécimes, elas tendem a se extinguir. Em algumas populações, determinados espécimes podem sobreviver por anos ou décadas, e até mesmo reproduzir-se, mas seu destino final será a extinção. Particularmente no caso de espécies arbóreas, espécimes isolados, não reprodutivos, conseguem sobreviver por centenas de anos. Essas espécies têm sido chamadas de “mortos vivos”. Embora a espécie não esteja tecnicamente extinta porque alguns espécimes ainda vivem, a população não é mais viável para reprodução; portanto, o seu futuro depende da duração de vida dos espécimes remanescentes (Gentry, 1986; Janzen, 1986b).

Para preservar espécies com sucesso, os biólogos de conservação devem identificar as atividades humanas que afetam a estabilidade de populações e levam as espécies à extinção. É necessário também determinar os fatores que tornam uma população vulnerável à extinção.

Extinções Causadas pelo Homem

A diversidade global de espécies atingiu um grau sem precedentes no período geológico atual. Os grupos mais avançados de organismos – insetos, vertebrado, e espermatófitas (plantas com flores) – chegaram à sua maior diversidade cerca de 30 mil anos atrás. Entretanto, desde essa época, a riqueza de espécies tem diminuído à medida que a população humana aumenta. Atualmente, nada menos que 40% da produtividade primária líquida total do ambiente terrestre é usada ou desperdiçada de alguma maneira por populações humanas (Pimm, 2005); isto representa cerca de 25% do total da produtividade primária da Terra (Tabela 2.1).

Estes primeiros efeitos marcantes da atividade humana sobre as taxas de extinção podem ser observados pela eliminação de grandes mamíferos da Austrália, e América do Sul e do Norte, por ocasião da colonização humana destes continentes, há milhares de anos, através do estreito de Bering. Logo após a chegada do homem, 74 a 86% da megafauna (mamíferos que pesam mais de 45 quilos) dessas áreas tornou-se extinta. Essas extinções foram pro-

TABELA 2.1. • Três maneiras nas quais o homem domina o ecossistema global

1. SUPERFÍCIE DA TERRA

O uso da terra pelo homem e a necessidade de recursos já transformaram metade da superfície não gelada da Terra.

2. CICLO DE NITROGÊNIO

A cada ano, as atividades humanas, tais como o cultivo agrícola adubado com nitrogênio, o uso de fertilizantes compostos de nitrogênio, e a queima de combustíveis fósseis, liberam mais nitrogênio nos sistemas terrestres do que os processos físicos e biológicos naturais.

3. CICLO DE CARBONO ATMOSFÉRICO

Até a metade do século XXI, o uso humano de combustíveis fósseis terá duplicado o nível de dióxido de carbono na atmosfera da Terra.

Fonte: Vitousek, 1994

vavelmente causadas diretamente pela caça (Martin e Klein, 1984), e indiretamente pelas queimadas e desmatamentos. Em todos os continentes, há extensos registros de alterações antrópicas pré-históricas e destruição de habitats, coincidindo com uma alta taxa de extinções de espécies.

Como a atividade humana tem afetado as taxas de extinção em tempos mais recentes? As taxas de extinção são mais conhecidas em relação aos pássaros e mamíferos, porque essas espécies são relativamente grandes, bem estudadas e evidentes. Atualmente, as taxas de extinção para os outros 99,9% das espécies do mundo são apenas meras suposições. Entretanto, essas taxas são incertas, até mesmo para os pássaros e mamíferos, porque algumas espécies que eram consideradas extintas foram redescobertas, e outras espécies que se acreditava ainda existentes, podem, na verdade, estar extintas (Diamond, 1988b). Com base nas provas disponíveis, a melhor estimativa é que cerca de 85 espécies de mamíferos e 113 espécies de pássaros tornaram-se extintas desde o ano de 1600 (Tabela 2.2), representando 2,1% das espécies de mamíferos e 1,3% de pássaros (Reid e Miller, 1989; Smith et al., 1993). Embora esses números possam não parecer alarmantes à primeira vista, a tendência dessas taxas de extinção é subir, sendo que a maioria das extinções vem ocorrendo nos últimos 150 anos (figura 2.3). A taxa de extinção para pássaros e mamíferos era de uma espécie a cada década durante o período de 1600 a 1700, mas elevou-se para uma espécie a cada ano durante o período de 1850 a 1950. A redução da porcentagem de extinções (figura 2.3) entre 1950 e 2000 pode refletir uma real melhora da taxa de extinção, como pode ser o resultado do aumento recente do esforço de coleta

TABELA 2.2. • Extinções registradas, de 1600 até o presente

Taxón	Extinções Registradas ^a				Número aproximado de espécies	Táxons extintos %
	Continente ^b	Ilha ^c	Oceano	Total		
Mamíferos	30	51	4	85	4.000	2,1
Aves	21	92	0	113	9.000	1,3
Répteis	1	20	0	21	6.300	0,3
Anfíbios ^e	2	0	0	2	4.200	0,05
Peixes ^d	22	1	0	23	19.100	0,1
Invertebrados ^d	49	48	1	98	1.000.000+	0,01
Angiospermas ^e	245	139	0	384	250.000	0,2

Fonte: Reid e Miller, 1989

^a Muitas outras espécies presumivelmente se extinguíram sem nunca terem sido registradas

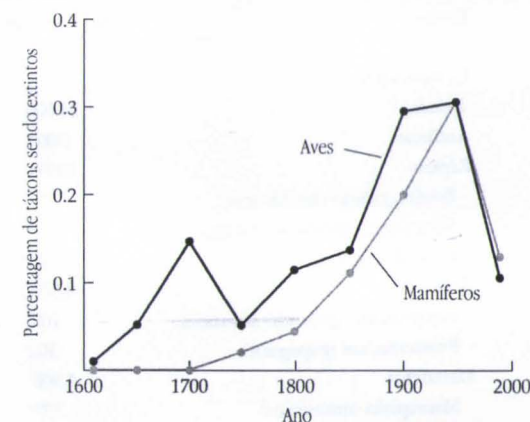
^b Áreas de continente são aquelas com extensão de 1 milhão de km² (tamanho da Groenlândia ou maior); as menores são consideradas ilhas

^c Tem havido um decréscimo alarmante na população de anfíbios nos últimos 20 anos. Muitos pesquisadores acreditam que muitas espécies de anfíbios estão se extinguindo ou já estão já extintas.

^d Os números fornecidos representam principalmente a América do Norte e Hawai

^e Os números apresentados para plantas com flores incluem extinções de subespécies e variedades, assim como espécies

FIGURA 2.3. As taxas de extinção em intervalos de cinquenta anos para aves e mamíferos desde 1600. As extinções têm aumentado de 1800 a 1950, com evidência de declínio durante os últimos 50 anos. (Dados de Smith et al., 1993)



de todos os pesquisadores do mundo. Deste modo, é cada vez mais difícil que uma espécie seja considerada extinta quando é somente rara.

Esse aumento é um indicativo da gravidade da ameaça à diversidade biológica. Muitas espécies ainda não tecnicamente extintas foram quase que totalmente dizimadas pelas atividades humanas e persistem ainda apenas em número

muito reduzido. Essas espécies podem ser consideradas ecologicamente extintas já que não exercem mais um papel na organização da comunidade. O futuro de muitas dessas espécies é duvidoso (Tabela 2.3). Cerca de 11% das espécies de pássaros que ainda permanecem no mundo estão ameaçadas pela extinção; a mesma porcentagem vale para as espécies de mamíferos. A Tabela 2.3 também mostra certos grupos animais para os quais o perigo é ainda mais grave, tais como a família de lagartos conhecidos como iguanas (Mace, 1994). A ameaça para alguns peixes de água doce e moluscos pode também ser igualmente grave (Willians e Nowak, 1993). Espécies de plantas também estão ameaçadas, sendo as gimnospermas (as coníferas, a nogueira japonesa e a cicadácia) e as palmeiras, entre os grupos especialmente vulneráveis. Embora a extinção seja um processo natural, mais de 99% das atuais extinções de espécies podem ser atribuídos à atividade humana (Raup e Stanley, 1978).

TABELA 2.3. - Quantidade de espécies ameaçadas de extinção nos principais grupos de animais e plantas, e algumas famílias-chave e ordens.

Grupo	Número aproximado de espécies	Número de espécies ameaçadas	Espécies ameaçadas %
Vertebrados			
Peixes	24.000	452	2
Anfíbios	3.000	59	2
Répteis	6.000	167	3
Boidae (cobras constritoras)	17 ^a	9	53
Varanidae (lagartos monitores)	29 ^a	11	38
Iguanidae (iguanas)	25 ^a	17	68
Aves	9.500	1.029	11
Anseriformes (pássaros aquáticos)	109 ^a	36	33
Psittaciformes (papagaios)	302 ^a	118	39
Mamíferos	4.500	505	11
Marsupialia (marsupiais)	179 ^a	86	48
Canidae (lobos e cães)	34 ^a	13	38
Cervidae (Veados)	14 ^a	11	79
Plantas			
Gimnospermas	758	242	32
Angiospermas	240.000	21.895	9
Palmae (palmeiras)	2.820	925	33

Fonte: Smith et al., 1993 e Mace, 1994

^a Número de espécies para os quais existe informação disponível

Taxas de Extinção em Ilhas

As taxas históricas mais elevadas de extinção de espécies ocorreram em ilhas (ver Tabela 2.2). A maioria das extinções de pássaros, mamíferos e répteis nos últimos 350 anos, que se conhece, ocorreu em ilhas (King, 1985; Groombridge, 1992), e mais de 80% das plantas endêmicas de algumas ilhas oceânicas estão extintas ou em perigo de extinção. Uma espécie é **endêmica** quando ela é restrita a uma determinada área geográfica (ACIESP, 1987). Espécies encontradas em ilhas são particularmente vulneráveis à extinção, porque muitas delas são endêmicas a uma única ou a poucas ilhas e têm somente uma ou poucas populações locais, como é o caso da microrquídea *Constantia cipoensis*, que é epífita da também endêmica *Velozia gigantea*. Ambas ocorrem somente na Serra do Cipó, uma "ilha" de campo rupestre de aproximadamente 200 km² (figura 2.4). Os registros de taxas de extinção podem também ser maiores em ilhas, simplesmente porque essas áreas são mais estudadas do que as áreas continentais.

As espécies podem ser endêmicas a uma ampla área geográfica, como várias espécies de *Cecropia* sp. que são encontradas em quase toda a Mata Atlântica; ou elas podem ser endêmicas

FIGURA 2.4. *A microrquídea Constantia cipoensis é endêmica da Serra do Cipó. Ela foi classificada como uma espécie criticamente em perigo, pela Lista Vermelha das espécies ameaçadas, das Fundações Biodiversitas e Zoológica de Belo Horizonte. (Menezes e Giulietti, 2000)*



a uma pequena área geográfica como o primata recém-descoberto *Leontopithecus caissara*, que ocorre somente na Ilha de Superagui, no litoral do Paraná. Unidades geográficas isoladas, como ilhas remotas, lagos antigos, e áreas montanhosas isoladas, freqüentemente têm altas taxas de espécies endêmicas. Uma espécie endêmica bastante conhecida é a *Jararaca ilhoa*, que ocorre na ilha Queimada Grande (Quadro. 2.1). Por sua vez, unidades geográficas com área equivalente, e que não são isoladas, geralmente têm porcentagens muito mais baixas de espécies endêmicas. Um dos exemplos mais notáveis de uma área isolada com alta taxa de endemismo, é a Ilha de Madagascar (Myers, 1986). Nesta região, as florestas tropicais úmidas são espetacularmente ricas em espécies endêmicas: 93% das 28 espécies de primatas, 99% das 144 espécies de sapos, e mais de 80% das espécies de plantas são endêmicas à Ilha de Madagascar. Por comparação, somente 33% das espécies de plantas que se encontram na Europa não são encontradas em outros lugares. Se as comunidades em Madagascar, ou em outras ilhas isoladas, forem destruídas ou danificadas, ou as populações forem intensamente exploradas, essas espécies endêmicas certamente serão extintas. Diferentemente, as espécies do continente freqüentemente têm muitas populações em uma ampla área, portanto a perda de uma população não leva a espécie à extinção. Mesmo em áreas continentais, algumas áreas são notáveis pela sua concentração de espécies endêmicas, resultantes de fatores como idade geológica e uma grande variedade de habitats.

Um grupo de ilhas intensamente estudado é o arquipélago havaiano (Olson, 1989). Existia 98 espécies de pássaros endêmicos no Havai antes da chegada dos polinésios, no ano 400. Os polinésios introduziram o rato polinésio, o cachorro e o porco, e começaram também a abrir clareiras nas florestas para agricultura. Como resultado do aumento de atividades predatórias e outras perturbações, cerca de 50 das espécies de pássaros tornaram-se extintas antes da chegada dos europeus em 1778. Os europeus trouxeram os gatos, novas espécies de ratos, o cervo indiano, bodes, o gado, e a coruja. Eles também, desavisadamente, trouxeram as doenças de pássaros, e abriram ainda mais clareiras para estabelecimento da agricultura e de populações. Desde então, mais 17 espécies de pássaros tornaram-se extintas. Muitas das espécies endêmicas que ainda restam, têm populações em declínio e próximas da extinção. Espécies de plantas em muitas ilhas estão também ameaçadas de extinção, principalmente através da destruição do habitat (Tabela 2.4). No Havai, 91% das espécies de plantas são endêmicas às ilhas. Cerca de 10% das espécies endêmicas tornaram-se extintas, e 40% das endêmicas que restam estão ameaçadas (Davis et al., 1986).

Quadro 2.1. - *Jararaca ilhoa*: uma espécie endêmica de Queimada Grande

Dr. Francisco Franco

Queimada Grande é uma pequena ilha, de 40 ha, a 35 km de Itanhaém, São Paulo, intensamente estudada pelos pesquisadores do Laboratório de Herpetologia do Instituto Butantan. Aproximadamente metade de sua área é coberta por Mata Atlântica e capinzais, e metade corresponde a rochas nuas.

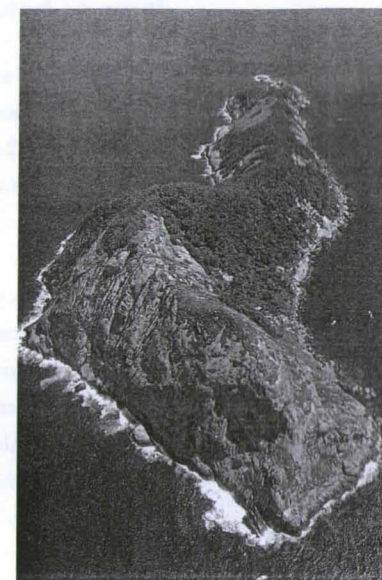
Nas áreas com vegetação ocorre apenas duas espécies de serpentes, ambas endêmicas da ilha. Uma é a rara Dormideira (*Dipsos albifrons carvalhoi*), uma serpente da família Colubridae, que se alimenta de lesmas e é absolutamente inofensiva. A outra é a *Jararaca ilhoa* (*Bothrops insularis*) da família Viperidae ilhoa uma serpente peçonhenta, que ocorre em altíssima densidade. Em um dia de trabalho, podemos encontrar de 30 a 60 exemplares desta espécie. Por não haver mais mamíferos terrestres na ilha, esta serpente adaptou-se à dieta de aves migratórias. Para poder se alimentar de uma ave, é necessário que o veneno da serpente seja de ação bastante rápida, senão esta ave termina por morrer fora do alcance da serpente. Em decorrência da dieta de aves, seu veneno foi selecionado para tornar-se mais forte e especializado, sendo cinco vezes mais forte que o da *Jararaca* do continente (*Bothrops jararaca*).

Além do veneno, a *Jararaca ilhoa* apresenta uma outra particularidade: A presença de hemiclitoris desenvolvido na maioria dos exemplares fêmeas desta população. Este fato é conhecido para poucas espécies no mundo, e na maioria delas, é eventual. O hemiclitoris muitas vezes apresenta-se como o hemipênis dos machos, os órgãos copuladores. Esta característica é chamada de inter-sexualidade, embora os exemplares com hemiclitoris sejam genética e fisiologicamente fêmeas.

Por tudo isto, esta ilha e seus habitantes são muito especiais. Portanto todo esforço é válido para preservá-los intactos para gerações futuras, para que possam conhecê-los e aprender com eles.



Jararaca ilhoa



Ilha de Queimada Grande

TABELA 2.4. - Número de espécies de plantas e seu status em várias ilhas e grupos de ilhas.

Ilha(s)	Espécies nativas	Espécies endêmicas	Endêmicas %	Número de espécies ameaçadas	Espécies ameaçadas %
Ilhas Salomão	2.780	30	1	43	2
Reino Unido	1.500	16	1	28	2
Sri Lanka	3.000	890	30	436	15
Jamaica	2.746	923	33	371	14
Filipinas	8.000	3.500	44	371	5
Cuba	6.004	3.229	54	811	14
Fiji	1.307	760	58	72	6
Madagascar	9.000	6.500	72	189	2
Nova Zelândia	2.160	1.942	90	236	11
Austrália	15.000	14.074	94	1.597	11

Fonte: WRI, 1998

Taxas de Extinção na Água e na Terra

De todas as extinções de espécies animais e vegetais ocorridas desde 1600 até o momento, quase a metade foi de espécies encontradas em ilhas (ver tabela 2.2), apesar das ilhas representarem apenas uma pequena porção da superfície terrestre. Por outro lado, estima-se que apenas 5 espécies – 4 de mamíferos marinhos e 1 de craca – tornaram-se extintas nos oceanos durante a era moderna. Este cálculo é certamente subestimado, uma vez que as espécies marinhas não são tão conhecidas quanto as terrestres. Tal estimativa pode também refletir a maior extensão geográfica das espécies marinhas. De qualquer forma, o significado dessas perdas marinhas pode ser maior do que os números sugerem, porque muitos dos mamíferos marinhos são predadores que têm uma influência grande sobre as comunidades marinhas. As espécies marinhas também têm maior diversidade em nível de filo do que as espécies terrestres, portanto a extinção de até mesmo algumas espécies marinhas, pode representar uma séria perda para a diversidade biológica global.

A maioria das extinções de peixes de água doce e de plantas ocorreu em áreas de continente, simplesmente por causa da maior quantidade de espécies nessas regiões. Em uma pesquisa recente sobre a fauna de peixes de água doce da Península Malaia, somente 122 das 266 espécies de peixes com ocorrência confirmada, com base em informações anteriores, poderiam ainda ser encontradas (Mohsin e Amback, 1983). Na América do Norte, mais de 1/3 das espécies de peixe de água doce estão ameaçadas de extinção (Moyle e Leidy, 1992).

A Biogeografia de Ilhas e as Taxas de Extinções Atuais

Estudos sobre comunidades de ilhas têm levado ao desenvolvimento de princípios gerais sobre a distribuição da diversidade biológica, como o **modelo de biogeografia de ilhas**, de MacArthur e Wilson (1967). A **relação espécie-área** é uma parte importante deste modelo. Ilhas grandes têm mais espécies do que ilhas pequenas (figura 2.5). Este princípio é bastante intuitivo, porque ilhas grandes tenderão a ter mais indivíduos do que ilhas pequenas, e também populações maiores, cuja extinção é menos provável.

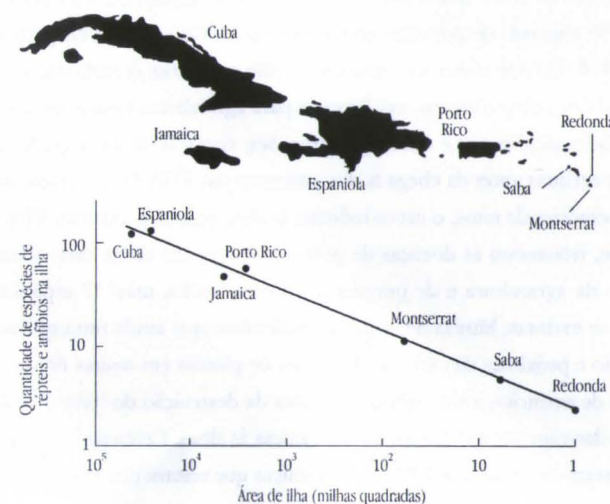


FIGURA 2.5. A quantidade de espécies em uma ilha pode ser estimada a partir da área desta ilha. Nesta figura, o número de répteis e anfíbios é mostrado para sete ilhas das Antilhas. A quantidade de espécies em ilhas grandes como Cuba e Espaníola excede em muito o número nas pequenas ilhas Saba e Redonda. (Wilson, 1989).

A relação espécie-área tem sido usada para prever o número e a fração de espécies que iriam se tornar extintas se os habitats fossem destruídos (Simberloff, 1986). A premissa deste modelo é que se uma ilha tem um determinado número de espécies, a redução da sua área (por desmatamento, por exemplo) resultaria em uma ilha capaz de tolerar apenas um número de espécies correspondente àquele de uma ilha menor (figura 2.6). Este modelo tem sido expandido de ilhas para Parques Nacionais e reservas naturais que são circundados por habitats já impactados. Essas reservas podem ser vistas como **ilhas de habitats** em um “mar” inóspito de habitat inadequado. Este modelo prevê que quando 50% de uma ilha (ou uma ilha de habitat) é destruída, aproximadamente 10% das espécies que se encontram nesta ilha serão eliminadas. Se essas espécies são endêmicas à área, elas serão extintas. Quando 90% do habitat é destruído, 50% das espécies serão perdidas; e quando 99% do habitat é destruído, cerca de 75% das espécies originais serão perdidas.

Previsões de taxas de extinção baseadas em perda de habitat variam consideravel-

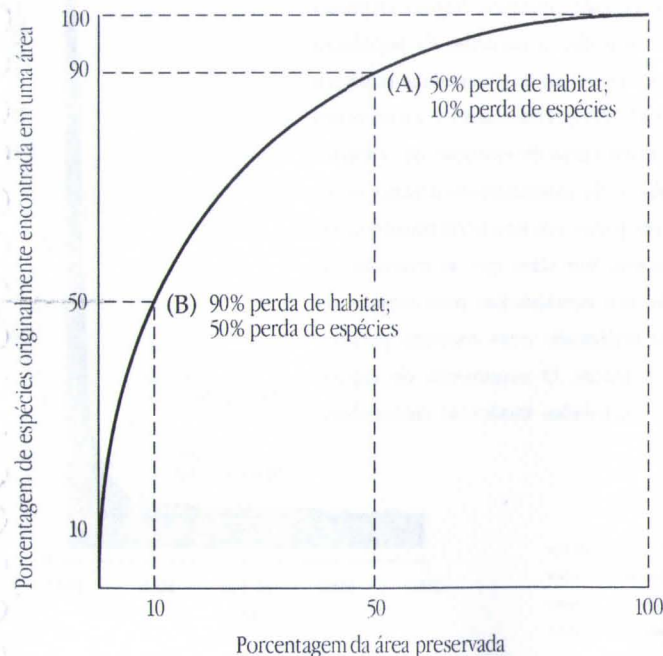


FIGURA 2.6. De acordo com o modelo de biogeografia de ilhas, o número de espécies presentes aumenta assintoticamente com a área, até um valor máximo. Em termos práticos, isto significa que se a área de habitat for reduzida em 50%, o número de espécies perdidas pode ser de 10%; se o habitat for reduzido em 90%, a perda de espécies será de 50%. O formato da curva é diferente para cada região do mundo e cada grupo de espécies, porém este modelo dá uma indicação geral do efeito de destruição de habitat sobre as extinções das espécies e a sobrevivência das espécies no habitat que resta.

mente, porque cada grupo de espécies e cada área geográfica têm relações únicas de espécie-área. Uma vez que as florestas tropicais são responsáveis pela grande maioria das espécies, a estimativa de taxas presentes e futuras de extinção de espécies nas florestas tropicais dá uma aproximação das taxas globais de extinção. Se o desmatamento de florestas tropicais continuar até que permaneçam só os Parques Nacionais ou outras áreas protegidas, cerca de 2/3 de todas as espécies de plantas e pássaros serão levados à extinção (Simberloff, 1986).

Usando a estimativa otimista de que 1% das florestas tropicais do mundo são destruídas por ano, Wilson (1989) calculou que 0,2% - 0,3% de todas as espécies (20.000 a 30.000 espécies - se baseado em um total de 10 milhões de espécies) seriam perdidas por ano. Em unidades menores, 68 espécies seriam perdidas a cada dia, ou três espécies a cada hora. Em 10 anos, no período de 1993 a 2003, aproximadamente 250.000 espécies se tornariam extintas. Outros métodos, usando as taxas de extinção nas florestas tropicais, estimam uma perda de cerca de 2% e 11% das espécies do mundo por década (Reid e Miller, 1989; Koopowitz et al. 1994). A variação dessas taxas é causada por estimativas diferentes da taxa de desmatamento, por valores diferentes para as curvas espécie-área e por abordagens matemáticas diversas (Heywood et al. 1994). As taxas de extinção poderiam ser bastante menores, se as áreas ricas em espécies fossem alvo de esforços concentrados de conservação. As taxas de extinção podem também estar sendo subestimadas porque as maiores taxas de desmatamento estão ocorrendo em áreas com altas concentrações de espécies raras (Balmford e Long, 1994). Independente de qual número seja o mais preciso, todas essas estimativas indicam que centenas de milhares de espécies serão extintas dentro dos próximos 50 anos.

Além das extinções globais, que são o enfoque principal da biologia de conservação, muitas espécies estão passando por uma série de extinções locais nas suas áreas de ocorrência. Espécies outrora amplamente dispersas, agora são, com frequência, restritas a pequenas porções de seu antigo habitat. Por exemplo, a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) (figura 2.2), que já teve uma ampla dispersão do Brasil, está extinta no Estado de Minas Gerais. As comunidades biológicas são empobrecidas por tais processos de extinção local. Também o Middlesex Fells, uma área de conservação local na região metropolitana de Boston, tinha 338 espécies de plantas nativas em 1894; somente 227 espécies nativas ainda existiam quando a área foi pesquisada 98 anos mais tarde (Drayton e Primack, 1995). Quatorze espécies

vegetais que foram perdidas, tinham sido listadas como “comuns” em 1894. Este grande número de extinções locais serve como um sinal de alerta biológico, de que algo está errado com o ambiente. Nós vamos ouvir este alerta ou ignorá-lo?

Causas de Extinção

Se as espécies e as comunidades estão adaptadas às condições ambientais do local, por que estão correndo o risco de extinção? Elas não deveriam ter uma tendência de sobreviver no mesmo local com o passar do tempo? A resposta para estas perguntas é óbvia: perturbações em massa causadas pelo homem têm alterado, degradado e destruído a paisagem em larga escala, levando espécies e mesmo comunidades inteiras ao ponto de extinção. As maiores ameaças à diversidade biológica que resultam da atividade humana são:

- destruição
- fragmentação
- degradação do habitat (incluindo poluição)
- superexploração das espécies para uso humano
- introdução de espécies exóticas
- aumento de ocorrência de doenças.

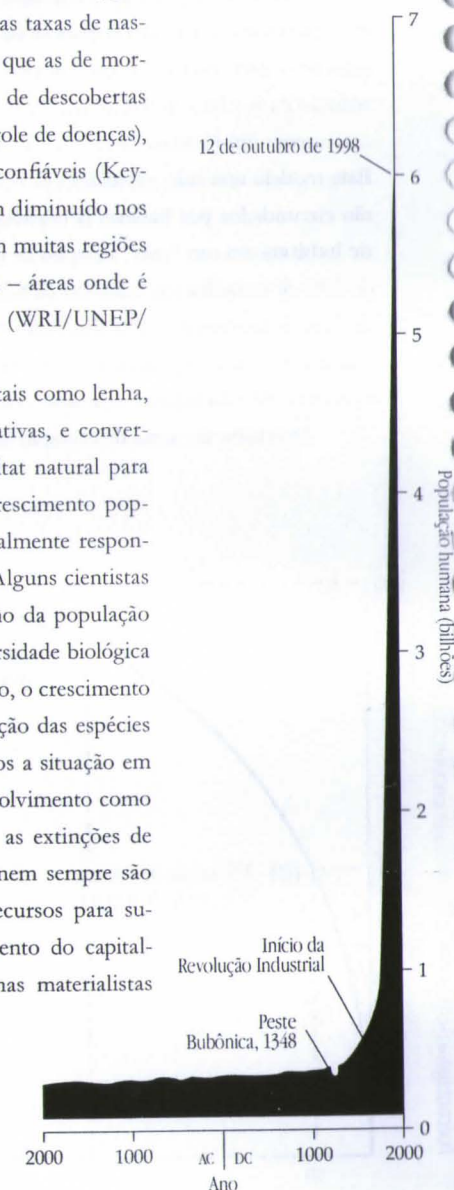
A maioria das espécies ameaçadas enfrenta, pelo menos, dois ou mais desses problemas, que estão acelerando a sua trajetória em direção à extinção e algumas vezes obstruindo os esforços para protegê-las (Groombridge, 1992).

Essas seis ameaças à diversidade biológica são causadas pelo uso crescente dos recursos naturais por uma população humana em expansão exponencial. Até os últimos cem anos, o índice de crescimento populacional humano era relativamente baixo, com uma taxa de nascimento apenas um pouco superior à taxa de mortalidade. A grande destruição de comunidades biológicas ocorreu durante os últimos 150 anos, quando a população humana cresceu de 1 bilhão em 1850, para 2 bilhões em 1930, chegando a 5.9 bilhões em 1995, e

alcançou um número estimado de 6 bilhões em 1998 (figura 2.7). Os números vêm se elevando porque as taxas de nascimento têm permanecido altas, enquanto que as de mortalidade têm diminuído, em consequência de descobertas médicas modernas (especificamente o controle de doenças), bem como suprimentos alimentares mais confiáveis (Keyfitz, 1989). O crescimento populacional tem diminuído nos países industrializados, mas é ainda alto em muitas regiões da África Tropical, América Latina e Ásia – áreas onde é encontrada a maior diversidade biológica (WRI/UNEP/UNDP, 1994).

As pessoas usam recursos naturais tais como lenha, carne de animais silvestres e as plantas nativas, e convertem também grandes quantidades do habitat natural para fins agrícolas e residenciais; portanto o crescimento populacional humano, por si próprio, é parcialmente responsável pela perda da diversidade biológica. Alguns cientistas têm argumentado que controlar o tamanho da população humana é a chave para a proteção da diversidade biológica (Hardin, 1993; Mefe et al., 1993). Entretanto, o crescimento populacional não é a única causa da extinção das espécies e da destruição do habitat. Se examinarmos a situação em todo o mundo, tanto em países em desenvolvimento como em países industrializados, fica claro que as extinções de espécies e a destruição dos ecossistemas nem sempre são causadas por cidadãos utilizando estes recursos para suprir suas necessidades básicas. O surgimento do capitalismo industrial e das sociedades modernas materialistas

FIGURA 2.7. A população humana tem aumentado a altíssimas taxas desde o Século XVII. Nas taxas atuais, a população humana dobrará em menos de 40 anos.



têm provocado uma acelerada demanda por recursos naturais, especialmente nos países desenvolvidos. O uso ineficiente e desigual de recursos naturais é também um dos principais motivos do declínio na diversidade biológica. Em muitos países, há uma extrema desigualdade na distribuição de riquezas, com a maior parte dos recursos riqueza (dinheiro, terra apta para agricultura, madeira, etc.) nas mãos de uma pequena porcentagem da população. No Brasil, a média dos 20% mais pobres precisa trabalhar 2 anos e 8 meses para ganhar o mesmo tanto que os 20% mais ricos ganham em um mês (IBGE, 2001). Como resultado disso, as pessoas do meio rural são forçadas a destruir comunidades biológicas e caçar as espécies ameaçadas de extinção, porque são pobres e não têm terra ou recursos próprios (Dasmann et al., 1973; Kummer e Turner, 1994; Skole et al., 1994).

Em muitos casos, as causas da destruição do habitat são as atividades comerciais em grande escala, associadas a uma economia global, tais como a mineração, criação de gado, pesca comercial, silvicultura, agricultura, fabricação e construção de represas (Meyer e Turner, 1994). Muitos desses projetos são sancionados pelo governo federal e bancos de desenvolvimento internacional, e são tratados como provedores de empregos, comodities e renda. Entretanto, a utilização de recursos naturais nestes casos, freqüentemente,

não é nem eficiente, nem eficaz, em termos de custo, porque a ênfase dessas indústrias é o ganho a curto prazo, muitas vezes obtido às custas da disponibilidade, a longo prazo, de recursos naturais do ambiente, e, em última análise, das pessoas e empresas que dependem desses recursos.

A responsabilidade pela destruição da diversidade biológica em áreas tropicais ricas em espécies, também recai no uso desigual de recursos naturais no mundo todo. A população dos países industrializados (e a minoria rica dos países em desenvolvimento) consome uma porção desproporcional da energia, dos minerais, dos produtos de madeira, e de alimentos do mundo (Parikh e Parikh, 1991; WRI/IUCN/UNEP, 1992). A cada ano, o cidadão médio dos Estados Unidos usa 43 vezes mais produtos derivados do petróleo, 34 vezes mais alumínio, e 58 vezes mais fertilizantes de fosfato do que o cidadão médio da Índia (WRI/UNEP/UNDP, 1994). Esses dados mostram vários aspectos de um mesmo fato: Não é o homem, enquanto espécie, que altera processos ecológicos que acabam por ameaçar outras espécies. Somente alguns indivíduos de nossa espécie fazem isto. Assim como não é a espécie humana, como um todo, que sofre as consequências destas extinções. Alguns indivíduos sofrem mais com a degradação dos recursos naturais e extinção de espécies do que outros. O consumo ex-

cessivo de recursos não é sustentável com o passar dos anos, e se este padrão for adotado pela classe média em expansão dos países em desenvolvimento, causará uma perturbação ambiental em larga escala. Os cidadãos abastados dos países desenvolvidos precisam analisar seu consumo excessivo de recursos e reavaliar seus estilos de vida, assim como ajudar a coibir o crescimento populacional e proteger a diversidade biológica num mundo em desenvolvimento (figura 2.8).

FIGURA 2.8. Os países desenvolvidos e ricos freqüentemente criticam as nações mais pobres, por falta de políticas ambientais seguras, porém parecem não querer reconhecer que grande parte do problema é seu próprio consumo excessivo de recursos. (Desenho de Scott Willis, © San Jose Mercury News).



Destruição do Habitat

A maior ameaça à diversidade biológica é a perda de habitat. Portanto, a maneira mais importante de proteger esta diversidade é preservando-se os habitats. A perda de habitat é a ameaça mais séria para a maioria das espécies de vertebrados que atualmente enfrentam a extinção (Tabela 2.5; Groombridge,

1992), e isto é, sem dúvida, verdadeiro no que diz respeito também aos invertebrados, plantas e fungos. As áreas aptas para agricultura nas regiões Sul e Sudeste, e na Zona da Mata Nordestina, vêm sendo desmatadas há algumas centenas de anos. É impossível saber com precisão, quantas espécies foram extintas com a destruição desses habitats, já que não houve levantamento algum anterior à destruição. A destruição de habitats não se restringe ao Brasil, ainda que exista uma grande preocupação mundial com a destruição de um habitat único - a floresta amazônica - que ocupa grande parte do nosso território. Em todo o planeta existem ocorrências de destruição de habitats. Sejam elas no presente ou no passado, as destruições de habitat tendem a ocorrer em locais de alta densidade humana (Fearnside, 1986) e em ilhas. O Estado do Mato Grosso, por exemplo que é um dos estados mais populosos da Amazônia legal, é também o que mais desmata. Entre os anos de 1998 e 2000, foram desmatados em média 300.000ha/ano no Estado do Mato Grosso.

TABELA 2.5. - Fatores responsáveis por extinções e ameaças de extinção

Grupo	Porcentagem devido a cada causa ^a					
	Perda de Habitat	Super-exploração ^b	Introdução de espécies	Predadores	Outros	Desconhecido
EXTINÇÃO						
Mamíferos	19	19	19	19	19	19
Aves	20	20	20	20	20	20
Répteis	5	5	5	5	5	5
Peixes	35	35	35	35	35	35
AMEAÇAS DE EXTINÇÃO						
Mamíferos	68	54	6	8	12	-
Aves	58	30	28	1	1	-
Répteis	53	63	17	3	6	-
Anfíbios	77	29	14	-	3	-
Peixes	78	12	28	-	2	-

Fonte: Reid e Miller, 1989, baseado em dados de várias fontes

^a Estes valores representam a porcentagem que foi influenciada por determinado fator. Algumas espécies podem estar influenciadas

por mais de um fator, por isso algumas linhas excedem 100%

^b Superexploração inclui caça comercial, esportiva e de subsistência, assim como a captura de animais vivos para qualquer fim.

^c Espécies e sub-espécies ameaçadas incluem aquelas que constam na lista da IUCN como ameaçadas, vulneráveis e raras, conforme definido no capítulo 3.

Mais de 50% do habitat selvagem das florestas foi destruído em 47 dos 57 países tropicais da Ásia. Na Ásia tropical, 65% do habitat selvagem de floresta já se perdeu, com taxas de destruição particularmente altas no caso das Filipinas, Bangladesh, Sri Lanka, Vietnã e Índia. A África Sub-Saariana já perdeu a maioria do seu habitat selvagem, sendo as perdas mais graves no Gâmbia, Gana e Ruanda. Os países biologicamente ricos do Zaire e Zimbábue estão em situação relativamente melhor, mantendo ainda cerca da metade do seu habitat selvagem. As taxas atuais de desmatamento variam consideravelmente entre os países, com taxas anuais particularmente altas de 1.5% - 2%, encontradas em países tropicais tais como Vietnã, Paraguai, México, Costa do Marfim e Costa Rica. Na região mediterrânea, que foi densamente habitada por humanos há milhares de anos, somente 10% da floresta original ainda permanece.

Florestas Tropicais Ameaçadas

A destruição de florestas tropicais tornou-se sinônimo de perda de espécies. As florestas tropicais úmidas ocupam 7% da superfície da terra, mas estima-se que contenham mais de 50% do total de espécies. A extensão original das florestas tropicais e florestas úmidas correspondentes, é estimada em 16 milhões de Km², com base em padrões de precipitação atmosférica e de temperatura (figura 2.9; Myers, 1984, 1986, 1991b; Sayer e Whitmore, 1991). Uma combinação de levantamentos topográficos, fotos aéreas e dados de imagens de satélites, mostrou que, em 1982, apenas 9.5 milhões de Km² de florestas tropicais úmidas ainda existiam, uma área pouco superior à do Brasil. Novo censo em 1985 mostrou uma perda de quase um milhão de Km² durante esses três anos. Atualmente, perde-se 180.000 Km² de superfície de floresta tropical por ano - sendo 80.000 Km² totalmente destruídos e 100.000 Km² degradados a tal ponto que a composição de espécies e os processos dos ecossistemas são altamente modificados. Este valor implica em uma taxa impressionante de 34 ha por minuto. Os ecossistemas das florestas tropicais são facilmente degradados porque os seus solos são, com frequência, rasos e pobres em nutrientes e estão sujeitos à erosão devido à alta densidade pluviométrica. Atualmente, há uma considerável discussão na literatura científica sobre a extensão original e a área atual de florestas tropicais, assim como taxas de des-

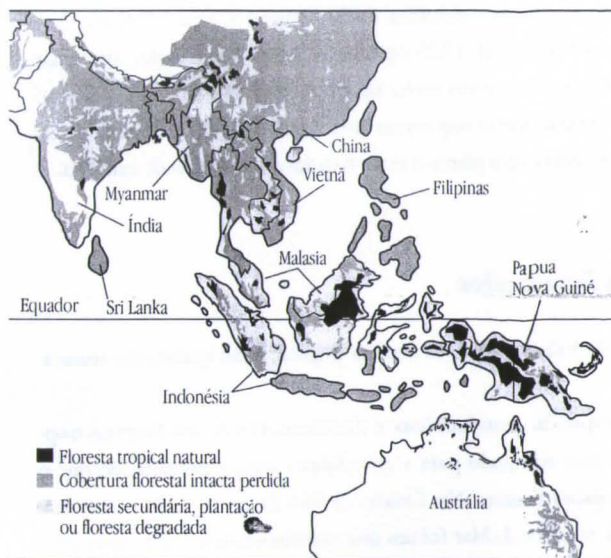
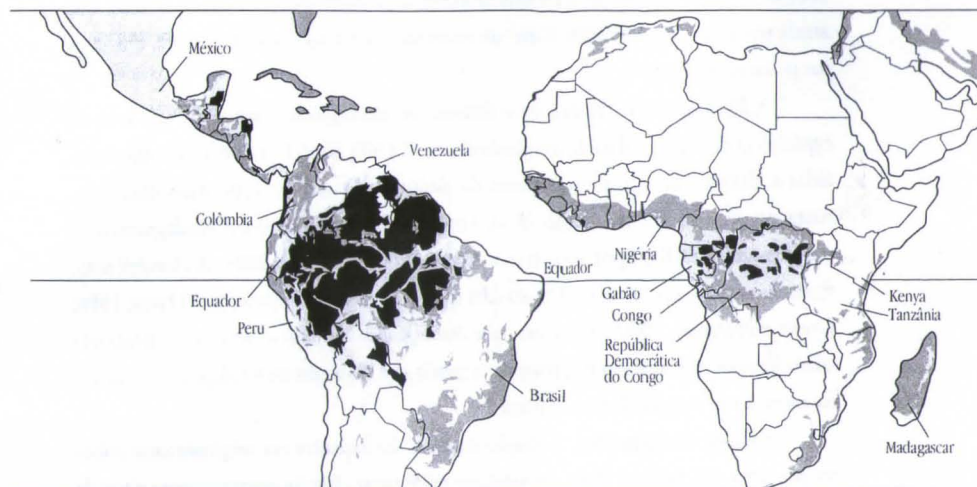


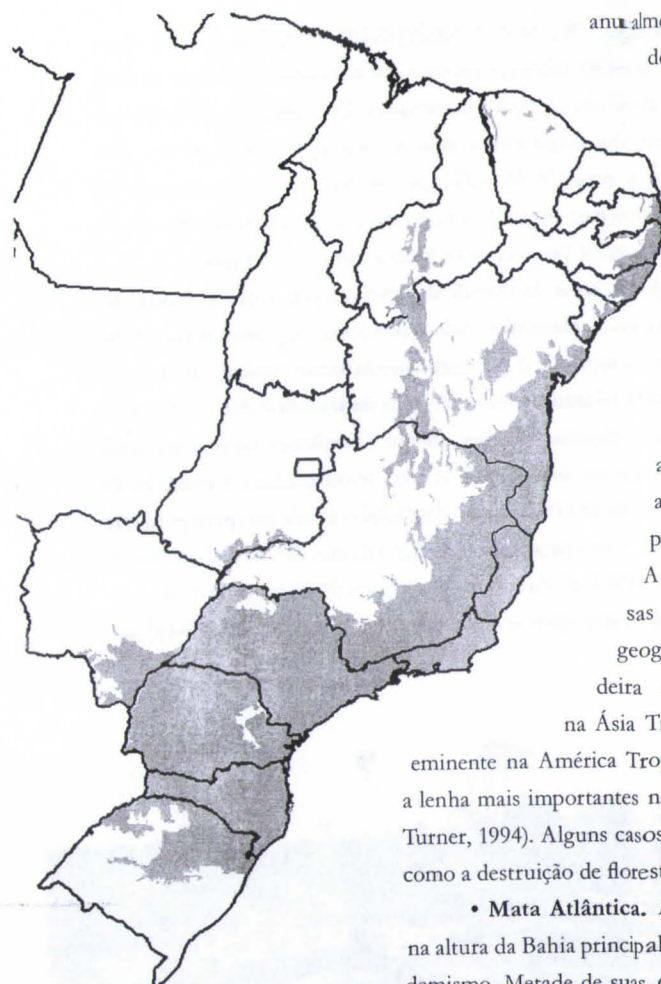
FIGURA 2.9. Florestas tropicais pluviais são encontradas principalmente em áreas equatoriais úmidas das Américas, África e Ásia. Florestas tropicais já cobriram toda a área sombreada, mas recentemente a atividade humana tem causado a perda de grandes partes da floresta, que se restringe agora à porção mostrada em preto.

matamento (Groombridge, 1992; WRI/UNEP/UNDP, 1994; Pimm, 2005). Apesar da dificuldade de se obter números precisos, há um consenso de que as taxas de desmatamento tropical são alarmantemente altas. Uma projeção realizada por Laurance (2000) mostra que daqui a vinte anos restarão apenas entre 4,7% e 28% da floresta amazônica. A projeção foi realizada com base no investimento de 40 bilhões de reais projetados para os próximos oito anos, no plano Avança Brasil, e o impacto observado na floresta, por estradas e hidrelétricas já construídas

Em escala global, cerca da metade da destruição da floresta tropical resulta do cultivo de pequenas plantações para subsistência. Algumas dessas terras são convertidas em áreas agrícolas e pastagens permanentes, porém, muitas são usadas para **agricultura itinerante**, na qual parte da floresta é derrubada, queimada e cultivada durante algumas estações, até que a fertilidade do solo caia a tal ponto que a terra tem que ser abandonada. A terra retorna, então, à condição de floresta secundária. Mais de 25.000 Km² são degradados a cada ano para produção de lenha, na maioria das vezes para atender as necessidades dos moradores locais. Anualmente, outros 45.000 Km² são destruídos através de clareiras, para fins comerciais e operações de corte seletivo de madeira. Os restantes 20.000 Km² são,



FIGURA 2.10. Florestas tropicais na Amazônia brasileira estão sendo derrubadas para dar lugar a fazendas de gado. Cenas semelhantes são comuns no sudeste da Ásia, onde o corte de madeira pela indústria madeireira é seguida por agricultura itinerante (Fotografia do Centro de Pesquisa Woods Hole.)



Estados brasileiros
Limites da Mata Atlântica

FIGURA 2.11. Mapa da cobertura da Vegetação nativa da Mata Atlântica. Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Instituto Socioambiental.

anualmente, limpos para a criação de gado (figura 2.10). O corte de madeira, a atividade agrícola e a pecuária nas florestas tropicais são frequentemente relacionados à demanda de países industrializados por produtos agrícolas baratos, tais como a borracha, o óleo, o cacau, a madeira, a madeira compensada e a carne de boi. A importância relativa dessas atividades varia por região geográfica, sendo o corte de madeira uma atividade significativa na Ásia Tropical, a pecuária mais proeminente na América Tropical e a atividade agrícola e a lenha mais importantes na África Tropical (Kummer e Turner, 1994). Alguns casos podem servir de exemplo de como a destruição de florestas tropicais pode ser rápida.

• **Mata Atlântica.** A floresta da costa Atlântica, na altura da Bahia principalmente, é uma área de alto endemismo. Metade de suas espécies de árvores é endêmica à área, e a região tem um número de animais raros e ameaçados, inclusive o Mico Leão Dourado. Em décadas recentes, a Floresta Atlântica foi quase que inteiramente devastada para a produção de cana-de-açúcar, café e cacau; restam menos de 5% da floresta original (Myers, 1986). O restante da floresta está dividido em fragmentos isolados que, provavelmente, não dão suporte a popula-

ções de muitas espécies de ocorrência extensa. A única grande área de floresta que ainda resta tem apenas 7.000 Km² de extensão e está bastante degradada em muitos pontos. (figura 2.11)

• **Madagascar.** As florestas úmidas de Madagascar, com sua vasta área de espécies endêmicas, cobriam, originalmente, 112.000 Km². Em 1985, estavam reduzidas a 38.000 Km² em consequência de uma combinação de agricultura itinerante, pastagem para gado e incêndios. A taxa atual de desmatamento em Madagascar está em torno de 100 Km² por ano, o que significa que até o ano 2020 não haverá mais florestas úmidas, exceto em 1,5% da ilha que se encontra sob proteção (Myers, 1986; Green e Sussman, 1990). Uma vez que Madagascar é o único lugar onde ainda existem lêmures em ambiente selvagem, a perda das florestas de Madagascar resultará na extinção de muitas de suas espécies.

• **Costa do Equador.** A região costeira do Equador era originalmente coberta por uma rica floresta cheia de espécies endêmicas. Ela foi minimamente alterada pela atividade humana até 1960. Naquela época, estradas foram abertas e florestas desmatadas para colonização e plantações de palmeiras. Um dos únicos fragmentos que ainda sobrevivem é a reserva científica do Rio Palenque, com 17 Km². Essa pequena área de conservação tem 1.025 espécies de plantas registradas, das quais, 25% ainda não se sabe se existem em outro lugar (Gentry, 1986). Mais de 100 espécies de plantas não descritas foram registradas nesse local. Sabe-se que muitas dessas espécies são apenas de uma única planta e estão fadadas a algum tipo de extinção.

Outros Habitats Ameaçados

Outros tipos de habitats, além da floresta tropical, estão igualmente ameaçados.

• **Florestas tropicais semidecíduas e decíduas.** O solo das florestas tropicais semidecíduas é mais adequado para a agricultura e para a pecuária, do que o solo das florestas tropicais úmidas. No Estado de São Paulo, o planalto existente logo após as escarpas da Serra do Mar foi um dos primeiros habitats a ser destruído, em função de sua aptidão para a agricultura. Também na América Central, a densidade populacional é cinco vezes maior nas áreas de florestas secas, do que nas áreas de florestas úmidas adjacentes (Murphy e Lugo, 1986). Hoje, a Costa Pacífica da



FIGURA 2.12.
O Pantanal
abriga várias
espécies
animais e
vegetais, entre
elas a maior
ave do Brasil,
a Ema (*Rhea
americana*),

América Central mantém de 2% de sua extensão original de floresta decídua remanescente (Janzen, 1988a).

• **Áreas alagadiças e habitats aquáticos.** As áreas alagadiças são vitais como habitats para peixes, invertebrados aquáticos e pássaros, sendo também importantes para o controle de enchentes e de água potável, e produção de energia (Mitchell, 1992; Moyle e Leidy, 1992; Dugan, 1993). As áreas alagadiças são freqüentemente aterradas ou drenadas para desenvolvimento, ou alteradas por con-

strução de canais de água e represas, e poluição química. O Pantanal Matogrossense possui uma extensão de 450 km e uma largura máxima de 200 km. Ele é refúgio de várias espécies ameaçadas de extinção, como a onça, o tamanduá, o cervo do pantanal e a ema (*Rhea americana*) (figura 2.12). A caça é uma das principais ameaças ao Pantanal. Dados do extinto INAMB mostram o aumento de fiscalização entre 1979 e 1985, mas considerando a extensão da área e os recursos disponíveis, a apreensão de somente 3.891 peles de jacaré, parece nada mais que uma diminuta fração do total da caça no Pantanal. Além disto, a agricultura, tanto de grãos quanto de cana-de-açúcar causa destruição de habitats no Pantanal, assim como o desmatamento e a mineração de ouro. O governo também estuda a construção de uma hidrovía cruzando o Pantanal. Devido ao relevo plano da região, a dragagem de um canal para possibilitar o tráfego de barcos, iria praticamente secar o Pantanal, colocando em risco a maior parte das espécies que ocorrem ali (Alho et. al., 1988).

• **Manguezais.** Uma das comunidades de áreas alagadiças mais importantes nas áreas tropicais são os manguezais. As espécies de mangues estão entre as poucas espécies arbóreas que podem tolerar água salgada. Os manguezais ocupam áreas costeiras com água salobra. Os manguezais ocorrem nas costas que não são atingidas por ondas fortes, e nos

estuários dos rios. Desse modo, as raízes do mangue retêm os sedimentos ricos em nutrientes que drenam de toda a bacia hidrográfica em direção ao mar. Os manguezais são deste modo, a base da cadeia trófica dos camarões e peixes, e são úteis também como fonte de tanino e madeira para carvão para as populações caiçaras. A principal ameaça aos mangues, no Brasil, é o turismo predatório. Muitos manguezais são aterrados para construção de casas e estradas. Em muitas áreas do litoral sul paulista, a construção de uma estrada, por vezes até estreita, alterou o regime de drenagem da área, comprometendo grandes áreas de manguezal. Também a poluição afeta os manguezais, já que no caso de rios poluídos, além de reter sedimentos, o manguezal reterá também poluentes. Existem manguezais em quase toda a costa brasileira, excluindo os estados do Sul. Há dúvida quanto à sua área total, sendo citados valores entre 10.000 e 25.000 Km². Na Austrália, 2/3 das espécies pescadas comercialmente dependem, pelo menos parcialmente, dos manguezais (WRI/IIEB, 1986). Apesar de seu grande valor econômico, os manguezais são freqüentemente desmatados para o cultivo de arroz e criação de camarão com fins comerciais, particularmente no sudoeste da Ásia, onde cerca de 15% dos manguezais já foram desmatados para a aquíicultura (ESCAP, 1985). As Filipinas perderam mais da metade de sua área de manguezal nos últimos 100 anos.

• **Savanas (Cerrados).** Os ramos tortos e a baixa altura das árvores do Cerrado colocaram este Bioma durante muito tempo, como baixa prioridade para conservação. Nos anos oitenta, iniciou-se um esforço de pesquisa, que mostrou que o Cerrado é abrigo de grande biodiversidade, incluindo vários endemismos. O Cerrado brasileiro, com sua área de 2.000.000 Km² abriga 180 espécies de répteis, dos quais 20 são endêmicos, e abriga 113 espécies de anfíbios, dos quais 32 são endêmicos.

• **Recifes de corais.** Os recifes de corais tropicais contêm um número estimado de 1/3 das espécies de peixes do mar, embora eles ocupem somente 0,2% da sua superfície. Cinco a dez por cento de todos os recifes de corais já foram destruídos, e 50% podem ser destruídos nas próximas décadas. No Caribe, uma combinação de pesca predatória, de danos causados por furacões, e de doenças, é responsável pelo declínio dramático de uma grande proporção dos recifes de corais e pela sua reposição por macroalgas suculentas (Hughes, 1994). Os corais de Elkhorn e Staghorn, que anteriormente eram comuns e davam resistência física para a comunidade, tornaram-se raros em muitos locais.

Desertificação

Muitas comunidades biológicas em climas sazonais secos têm sido degradadas e tornaram-se desertos artificiais em função de atividades humanas, um processo conhecido como **desertificação** (Bremner, 1992; Allan e Warren, 1993). No Brasil, essas áreas se formaram principalmente no semi-árido nordestino e no Rio Grande do Sul.

Embora essas áreas inicialmente possam ser adequadas para a agricultura, o cultivo repetido, ano após ano, leva geralmente à erosão do solo e a uma perda da capacidade de retenção de água no solo. Os nutrientes do solo podem também estar sendo consumidos de forma crônica, pela pastagem de animais domésticos tais como gado, ovinos e caprinos, e plantas lenhosas que podem ser cortadas para queima (Fleischner, 1994; Milton et al., 1994).

O resultado é uma degradação progressiva, dificilmente reversível na comunidade biológica, com a perda da cobertura de solo a um ponto tal, que a área assume uma aparência de deserto. No Brasil, existem seis núcleos de desertificação no semi-árido nordestino (figura 2.13).

Cerca de 20.364.900 ha, ou 21,95% da região semi-árida, estão comprometidos. (Núcleo Desert/Ibama, 1992). A causa mais freqüente é a colocação de bovinos, caprinos e ovinos em densidade acima da capacidade de suporte do ecossistema, que é muito baixa, da ordem de 5 a 15 kg de peso vivo/ha.

As áreas desertificadas incluem, além do semi-árido nordestino, os Campos e Florestas decíduas, assim como pastagens temperadas, tais como as encontradas nas regiões do Mediterrâneo, no sudoeste da Austrália, na África do Sul, Chile, e no Sul da Califórnia.

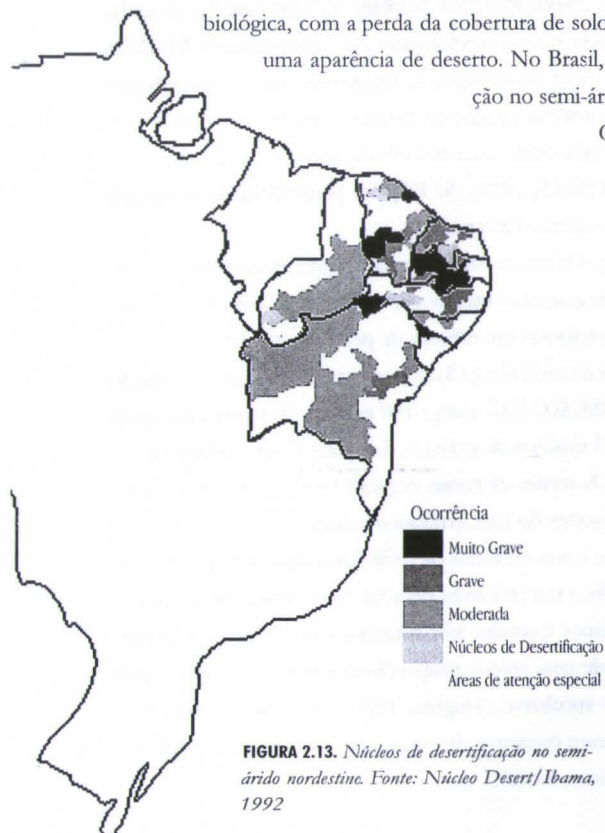


FIGURA 2.13. Núcleos de desertificação no semi-árido nordestino. Fonte: Núcleo Desert/Ibama, 1992

No mundo todo, 9 milhões de Km² de terras áridas foram convertidas em desertos (Dregne, 1983). O processo de desertificação é mais grave no Sahel (entorno do deserto do Saara na África), onde a maioria das espécies nativas de grandes mamíferos está ameaçada de extinção. Estima-se que na região do Sahel, a população seja composta por 2,5 vezes mais pessoas do que a área pode suportar de forma sustentável. O aumento da área desertificada parece ser quase inevitável, nessa região, exceto nas poucas áreas onde a intensificação da agricultura é possível (Bremner, 1992).

Fragmentação do Habitat

Além de estarem sendo destruídos rapidamente, os habitats que anteriormente ocupavam grandes áreas, são freqüentemente divididos em pequenos pedaços, pelas estradas, campos, cidades, e um grande número de outras atividades humanas. A **fragmentação do habitat** é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat é tanto reduzida em sua área, quanto dividida em dois ou mais fragmentos (Wilcove et al., 1986; Shafer, 1990). Quando o habitat é destruído, fragmentos de habitat geralmente são deixados para trás. Estes fragmentos são freqüentemente isolados uns dos outros, por uma paisagem altamente modificada ou degradada (figura 2.14). Esta situação pode ser descrita pelo modelo de biogeografia de ilhas, com os fragmentos funcionando como ilhas de habitat em um "mar" ou matriz inóspita dominada pelo homem. A fragmentação ocorre mesmo quando a área do habitat não é tão afetada, como no caso do habitat original ser dividido por estradas, ferrovias, canais, linhas de energia, cercas, tubulação de óleo, aceiros, ou outras barreiras ao fluxo de espécies (Schonewald-Cox e Buechner, 1992).

Os fragmentos de habitat diferem do habitat original de dois modos importantes: (1) os fragmentos têm uma quantia maior de borda por área de habitat, (2) o centro de cada fragmento de habitat está mais próximo dessa borda. Um simples exemplo ilustrará essas características e os problemas que podem decorrer por causa delas.

Quadro 2.2. - Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais

William F. Laurance, Ph.D.

O PDBFF é o maior e mais antigo estudo de fragmentação de habitats em andamento. Baseado na Amazônia Central próximo a Manaus, O PDBFF iniciou-se em 1980 com o objetivo de estudar os impactos ecológicos da fragmentação florestal em vários grupos de plantas e animais, assim como em funções de ecossistema, como acumulação de carbono, ciclagem de nutrientes e polinização (Lovejoy et al. 1986, Bierregaard et al. 1992 e Laurance et al. 2000b).

A área de estudo cobre aproximadamente 1000 km² e inclui 11 fragmentos de floresta variando entre 1 e 100 ha, assim como vastas áreas "controle" de floresta intacta. Os fragmentos são circundados por pastagens e floresta secundária.

O PDBFF está contribuindo intensamente para conhecermos as respostas da Biota Amazônica à fragmentação. Florestas fragmentadas há pouco tempo são fortemente influenciadas por efeitos de borda, que são compostos por várias mudanças ecológicas associadas às abruptas bordas artificiais dos fragmentos de floresta. A radiação solar e os ventos quentes e secos penetram a floresta, vindos da pastagem que circundam os fragmentos. Em função disso, o microclima da floresta é alterado.

Alguns insetos, sapos, mamíferos e aves insetívoras do subdossel da floresta, evitam as bordas, e portanto são especialmente sensíveis a fragmentação. (Bierregaard et al. 1992, Didham 1997). Em função do aumento da turbulência e do stress hídrico, as taxas de mortalidade de árvores aumentam drasticamente próximo as bordas, levando ao aumento intenso de clareiras que alteram a estrutura e composição da

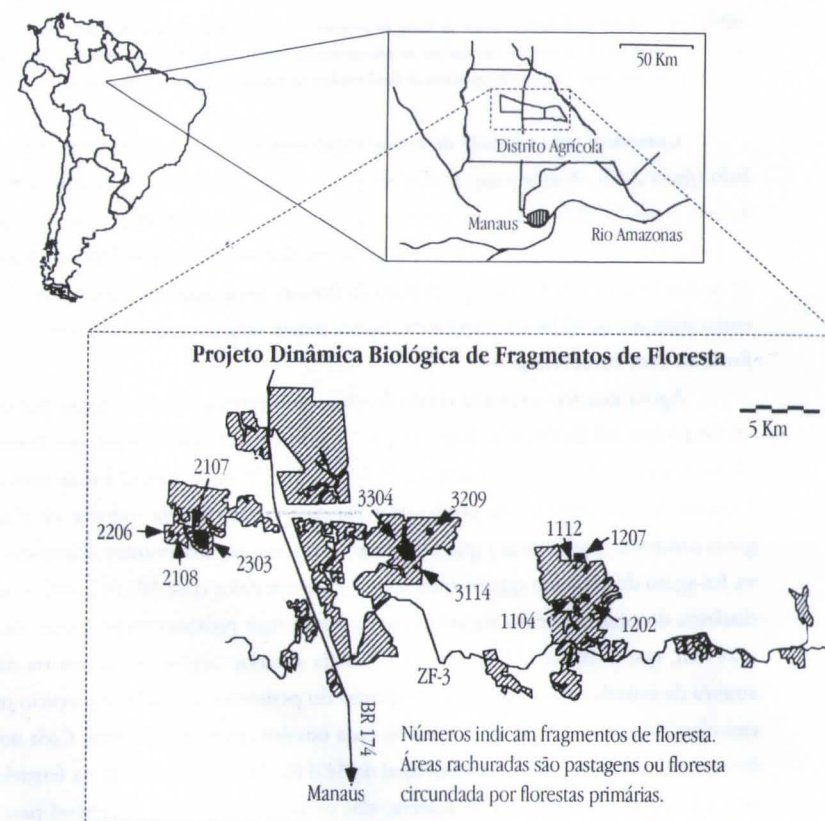
floresta (Laurance et al. 1998). As árvores maiores são as que são particularmente vulneráveis a fragmentação (Laurance et al. 2000a).

Outro padrão importante, é que a biota dos fragmentos está sendo fortemente influenciada pelos habitats da paisagem circundante. Os fragmentos próximos a pastagens, por exemplo, são mais sensíveis a efeitos de borda, do que aqueles que são circundados por florestas secundárias, que ajudam a proteger o fragmento das difíceis condições externas. Como resultado, os fragmentos em meio a florestas secundárias são experimentam menos extinções locais do que aqueles em meio a pastagens.

Os resultados sugerem que os fragmentos abaixo de 100-400 ha, são bastante alterados ecologicamente, (Laurance et al. 1998). Infelizmente, muitos fragmentos de floresta em paisagens antrópicas (dominadas pelo homem) estão nesta classe de tamanho, ou mesmo abaixo dela. Corredores ligando os fragmentos podem ajudar a reduzir os impactos da fragmentação para algumas, mas não todas espécies. As espécies mais vulneráveis são provavelmente aquelas afetadas negativamente pela fragmentação e caça, como os grandes felinos, anta e muitos primatas. Os organismos do interior da floresta que respondem negativamente a borda das florestas e ao aumento da perturbação nos fragmentos, são também vulneráveis a fragmentação. (Laurance et al. 2000b).

É importante enfatizar que os fragmentos de floresta não estão somente sendo reduzidos e isolados. Em muitas áreas da Amazônia, eles estão sendo explorados para corte de madeira, degradados por fogo e pela ação

de mineradores, e sua fauna está explorada além do limite da sustentabilidade. Os efeitos combinados destas várias alterações ecológicas pode ser mais devastador do que a fragmentação. Os fragmentos em áreas mais secas da Amazônia são altamente vulneráveis a incêndios, especialmente quando eles já sofreram exploração madeireira. Durante as secas periódicas do El Niño, vastas áreas de floresta fragmentada e degradada podem ser destruídas por incêndios. Além da rápida fragmentação florestal, os crescentes problemas com extração ilegal de madeira, queima, mineração e caça colocam uma ameaça sem precedentes para a vida silvestre na Amazônia.



Fonte Laurance e Bierregaard, 1997.

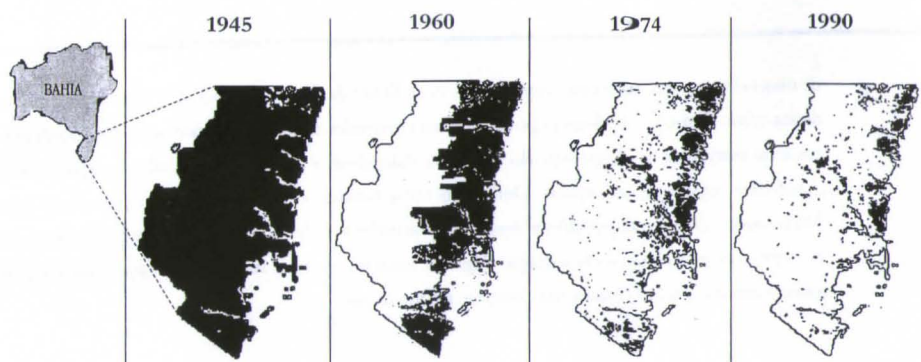


FIGURA 2.14. A floresta de Tabuleiros do Sul da Bahia foi intensamente desmatada entre os anos de 1945 e 1960 para o plantio de Cacaú. Como em todos os casos de fragmentação ao redor do mundo, este processo sempre deixa atrás de si alguns fragmentos de habitat, que passam então a ser o único repositório de Biodiversidade na paisagem. (Fonte: Mendonça et al., 1994)

Considere uma unidade de conservação quadrada, com mil metros (1 Km) de cada lado (figura 2.15). A área total da reserva é de 1 Km² (100 ha). O perímetro (ou borda) da reserva totaliza 4.000 m. Um ponto no meio da reserva fica a 500 m do ponto mais próximo do perímetro. Se a luz que incide lateralmente na floresta, penetrasse 100 m a partir da borda da floresta, e deste modo, esta porção da floresta fosse dominada por espécies pioneiras, então somente os 64 ha no interior da reserva teriam uma composição de espécies típicas de florestas bem conservadas.

Agora imagine a reserva sendo dividida em quatro quadrantes iguais por uma rodovia de norte a sul de 10 m de largura e por uma ferrovia de leste a oeste que também tenha 10 m de largura. Essas vias ocupam 2 X 1.000 m X 10 m de área (2 ha) da reserva. Como somente 2% da reserva está sendo ocupada pela estrada e pela rodovia, os planejadores governamentais argumentam que os efeitos na reserva são irrelevantes. Entretanto, a reserva foi agora dividida em quatro fragmentos, cada um deles com 495 m X 495 m de área. A distância do centro de cada fragmento até o ponto mais próximo no perímetro foi reduzida a 247 m, que é menos da metade da distância anterior. Agora, a luz penetra na floresta através da estrada e da ferrovia, tanto quanto do perímetro, e o habitat propício para espécies climáticas se restringe ao interior de cada um dos quatro fragmentos. Cada uma dessas áreas interiores tem 8,7 ha, para um total de 34,8 ha. Embora a rodovia e a ferrovia tenham ocupado apenas 2% da área de reserva, elas reduziram o habitat disponível para espécies climáticas em cerca da metade.

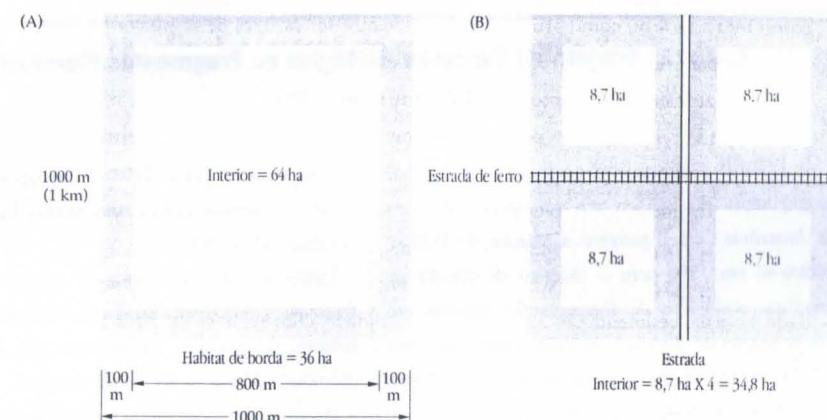


FIGURA 2.15. Um exemplo hipotético mostra como uma área de habitat é reduzida por fragmentação e por efeitos de bordas. (A) Uma área protegida de 1 Km². Assumindo-se que os efeitos de bordas ou de limites (a área sombreada) penetram 100 m na reserva, aproximadamente 64 ha estão disponíveis como habitat interior utilizável para as espécies climáticas. (B) A fragmentação da reserva por uma estrada ou uma ferrovia, embora ocupe pouca área, estende os efeitos de borda ou de limite, de tal forma que quase metade do habitat de floresta é alterado.

A fragmentação do habitat também ameaça a existência de espécies de modos mais sutis. Primeiro, a fragmentação pode limitar o potencial de uma espécie para dispersão e colonização. Muitas espécies de pássaros, mamíferos e insetos do interior da floresta não atravessarão nem mesmo faixas estreitas de ambiente aberto, por causa do perigo de predação. Como resultado, muitas espécies não recolonizam os fragmentos após a população original ter desaparecido (Lovejoy et al., 1986; Bierregaard et al., 1992). Além disso, quando a dispersão animal é reduzida pela fragmentação de habitat, plantas com frutos carnosos ou com sementes aderentes, que dependem dos animais para dispersar as suas sementes, serão afetadas também. Desta forma, os fragmentos isolados de habitat não serão colonizados por muitas espécies nativas que potencialmente poderiam viver ali. Assim que as espécies tornam-se extintas nos fragmentos, por flutuações populacionais e sucessão, novas espécies deixarão de chegar até o local devido a essas barreiras de dispersão, e o número de espécies no fragmento de habitats diminuirá com o passar do tempo.

Um segundo aspecto danoso da fragmentação de habitat, é que ela pode reduzir a capacidade de alimentação dos animais nativos. Muitas espécies de animais,

como indivíduos ou como grupos sociais, precisam ser capazes de se mover livremente em uma área para ter acesso a recursos que, ou estão disponíveis sazonalmente, ou estão dispersos no ambiente, tais como os frutos, sementes, matéria verde e água. Um determinado recurso pode ser necessário por apenas algumas semanas do ano, ou mesmo por apenas uma vez em alguns anos, mas quando um habitat é fragmentado, as espécies confinadas a um único fragmento de habitat podem ser incapazes de migrar para além da sua extensão habitacional normal em busca daquele recurso escasso. Quando uma área é desmatada, é comum a concentração de aves nos fragmentos. Em decorrência deste aumento de densidade, ocorre geralmente um aumento da mortalidade, com algumas espécies de aves defendendo seu território até a morte.

A fragmentação do habitat pode também precipitar a extinção e o declínio da população ao dividir uma população existente em larga escala, em duas ou mais subpopulações, cada uma em uma área restrita. Essas populações menores são mais vulneráveis à depressão endogâmica, à mudança genética, e a outros problemas associados com o tamanho reduzido de população (ver capítulo 3). Enquanto uma área grande de habitat pode ter sustentado uma única população grande, é possível que nenhum de seus fragmentos possa sustentar uma subpopulação grande o suficiente para que ela sobreviva por um longo período.

Efeito de Bordas

A fragmentação de um habitat aumenta drasticamente a sua quantidade de borda, como demonstrado acima (ver figura 2.15). O microambiente numa borda de fragmento é diferente daquele do interior da floresta. Alguns dos efeitos de borda mais importantes são um aumento nos níveis de luz, temperatura, umidade e vento (Kapos, 1989; Bierregaard et al., 1992; Rodrigues, 1998). Estes efeitos de borda são por vezes evidentes até 500 m para dentro da floresta (Laurence, 1991), porém muito frequentemente mais notáveis nos primeiros 35 metros (Rodrigues, 1998) (Quadro 2.3). Uma vez que as espécies de plantas e de animais são frequentemente adaptadas de forma precisa à certa temperatura, umidade, e níveis de luz, essas mudanças eliminarão muitas espécies dos fragmentos de floresta. Espécies nativas tolerantes à sombra, e animais sensíveis à umidade tais como os anfíbios, são frequente e rapidamente eliminados pela fragmentação de habitat, levando a uma mudança na composição das espécies da comunidade.

Quadro 2.3. - Qual a largura do efeito de borda ?

Efraim Rodrigues, Ph.D.

A largura da borda de um fragmento florestal é um dado vital para o planejamento, legislação e manejo de paisagens. Tradicionalmente, a ecologia tem respondido a esta demanda da sociedade, dizendo que é impossível determinar uma única largura de borda, em função dos diferentes aspectos que são enfocados. Assim, existiria uma largura de borda para microclima, outra para composição de espécies arbóreas, outra para densidade de plantas, assim por diante.

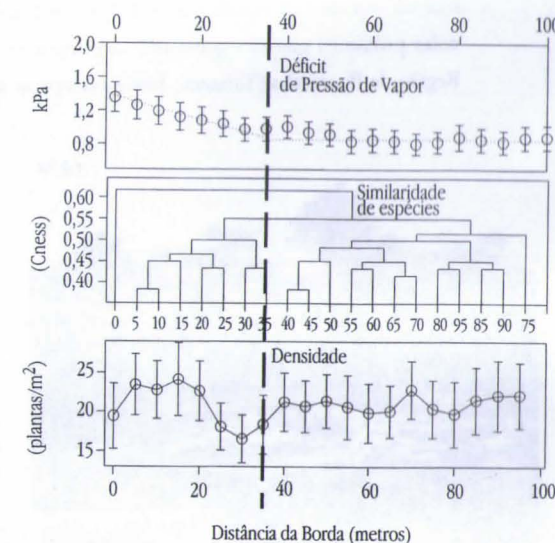
Também tradicionalmente, se pensou que o efeito de borda tivesse uma natureza monotônica, ou seja: quanto mais distante da borda, menor seria a intensidade do efeito de borda.

Em 1998, foi realizado um estudo de bordas no norte do Paraná, uma paisagem especialmente homogênea do ponto de vista ambiental (solo, clima, altitude) e de histórico de perturbação (a paisagem foi toda fragmentada em menos de uma década). Foram avaliadas 48 bordas em 19 fragmentos de 0,4 a 650 ha.

As conclusões práticas deste trabalho (Rodrigues, 1998) são:

1) Vários aspectos da borda tiveram a mesma largura: 35 metros (veja gráfico ao lado). Ainda que isto não signifique que TODOS efeitos de borda têm a mesma largura, ao menos indica que os inúmeros aspectos de uma borda podem ser estudados por meio de poucos grupos.

2) Para alguns dos efeitos estudados, a borda apresentou efeitos não-monotônicos, uma onda, ao invés de uma linha ascendente ou descendente. Isto muda completamente a interpretação dos dados obtidos até hoje, que consideravam as frequentes oscilações de dados como ruído. As novas estimativas de largura de borda devem levar em conta a possibilidade de um efeito de borda ser mais intenso a uma certa distância da borda do que na própria borda do fragmento.



Um denso emaranhado de trepadeiras e outras espécies pioneiras de crescimento rápido freqüentemente cresce na borda da floresta em resposta à alta quantidade de luz. Esse emaranhado de vegetação pode criar uma barreira que reduz os efeitos do distúrbio ambiental no interior do fragmento (figura 2.16). Neste sentido, a borda de floresta exerce um papel importante na preservação da composição do fragmento de floresta, mas, no processo, a composição de espécies da borda de floresta é drasticamente alterada e a área ocupada por espécies de interior de floresta é ainda mais reduzida.

Quando uma floresta é fragmentada, o aumento do vento, a redução da umidade, e as temperaturas mais altas na borda da floresta propiciam a ocorrência de incêndios. Os incêndios podem se espalhar para dentro dos fragmentos de habitat a partir de campos agrícolas próximos que são queimados regularmente, como na colheita de cana-de-açúcar na Região de Piracicaba (Tabanez, 1999), ou a partir de atividades de agricultores que praticam

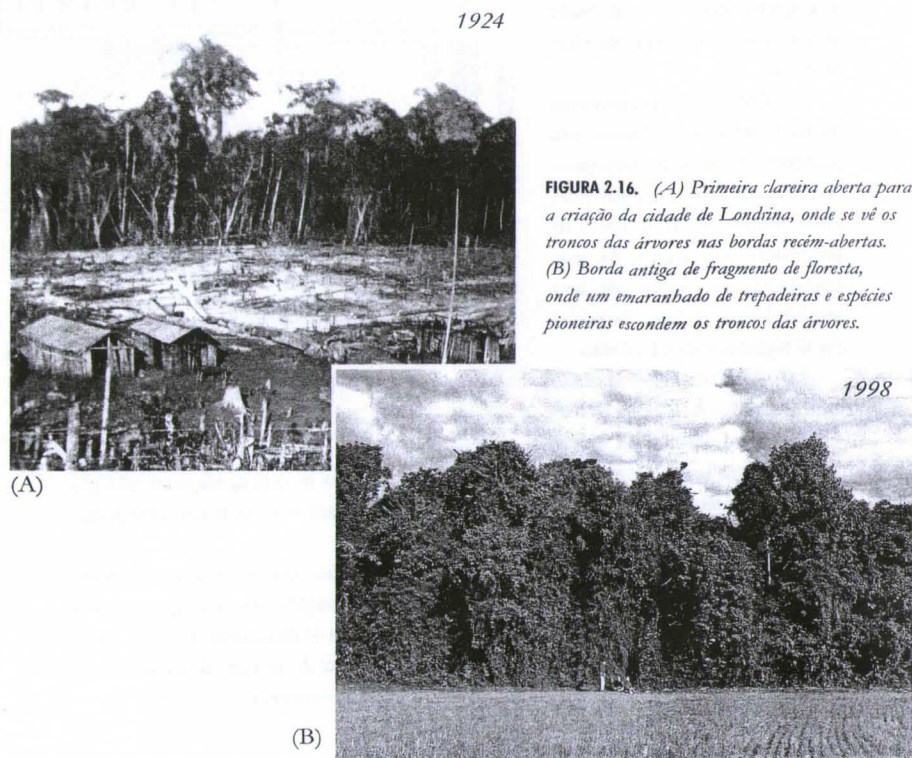


FIGURA 2.16. (A) Primeira clareira aberta para a criação da cidade de Londrina, onde se vê os troncos das árvores nas bordas recém-abertas. (B) Borda antiga de fragmento de floresta, onde um emaranhado de trepadeiras e espécies pioneiras escondem os troncos das árvores.

culturas itinerantes (Gomez-Pompa e Kaus, 1992). Em Rondônia, em fevereiro e março de 1998, um período incomum de seca devido ao fenômeno El Niño provocou um aumento exagerado de focos de incêndio.

Eventos de fogo em larga escala como Bornéu, 1982-1983 (Leighton e Wirawan, 1986), Indonésia, 1997 e Londrina, 1963 (Rodrigues, 1993) estão se tornando freqüentes. Três condições são necessárias para gerar eventos como este: combustível, biomassa e baixa umidade (Nepstad, Moreira e Alencar, 1999).

A fragmentação do habitat aumenta a vulnerabilidade dos fragmentos à invasão de espécies exóticas e espécies nativas ruderais. A borda da floresta é um ambiente alterado onde espécies ruderais podem facilmente se estabelecer, aumentar em número, e então se dispersar para o interior do fragmento (Paton, 1994).

Animais onívoros tais como o mico-prego e roedores (Malcolm, 1997) podem aumentar em número nas bordas das florestas, onde eles obtêm alimento tanto do habitat modificado como do habitat intacto. Eles comem vorazmente os ovos e os filhotes dos pássaros da floresta, impedindo freqüentemente que a reprodução de muitas espécies de pássaros seja bem-sucedida em centenas de metros a partir da borda.

Os efeitos de borda ampliam a destruição das florestas tropicais para além dos valores de cobertura florestal. Quando dizemos que o Norte do Paraná ainda mantém 7,5% de suas florestas, pode-se pensar erroneamente que pelo menos nesta área, a biodiversidade estaria conservada. Devido aos efeitos de borda, sabemos que uma superfície bem menor do que estes 7,5%, ainda mantém uma composição de espécies próxima a original. Considerando a largura de borda estimada por Rodrigues (1998), de 35 metros (Quadro 2.3.), 41,5% da área florestal do Norte do Paraná está na borda, e o restante no interior (Lima e Rodrigues, 2001).

A fragmentação do habitat também coloca as populações nativas em contato com as plantas e animais domésticos. As doenças das espécies domésticas podem então se espalhar mais rapidamente nas poucas imunes espécies silvestres. Existe ainda um potencial para que as doenças se espalhem das espécies silvestres para as plantas e animais domésticos, e até mesmo para as pessoas, com o aumento do contato entre eles.

Degradação e Poluição do Habitat

Mesmo quando um habitat não está destruído ou fragmentado, as comunidades e espécies nesse habitat podem ser bastante afetadas por atividades humanas. As comunidades biológicas podem sofrer impacto e as espécies serem levadas à extinção por fatores externos que não alteram a estrutura dominante da comunidade, fazendo com que esse dano não seja imediatamente notado. O pastejo do gado em florestas, por exemplo, causa um grande impacto no estrato herbáceo da floresta, mas causa pouco efeito nas árvores. As freqüentes atividades de canoagem e mergulho em áreas de recifes de corais degradam a comunidade uma vez que as espécies frágeis são danificadas pelas nadadeiras dos mergulhadores, pelos cascos dos navios e dos barcos, e pelas âncoras. A maneira mais sutil de degradação ambiental é a poluição ambiental, sendo as causas mais comuns dessa degradação os pesticidas, os produtos químicos e o esgoto liberado por indústrias e por comunidades, emissões de fábricas e automóveis e a erosão de encostas. Os efeitos gerais da poluição na qualidade do ar, na qualidade da água, e até mesmo no clima global são causas de grande preocupação, não apenas como ameaças para a diversidade biológica, mas também por causa de seus efeitos

na saúde humana. Às vezes, como no caso dos derramamentos de óleo como o de Araucária-PR, a poluição ambiental é altamente visível e dramática (figura 2.17).

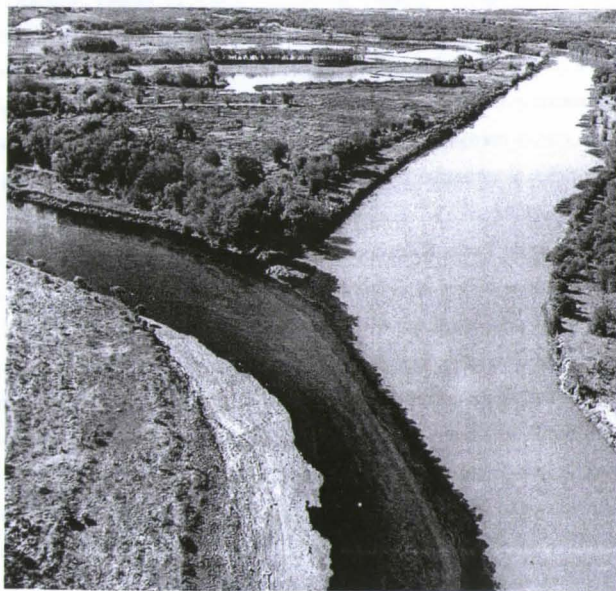


FIGURA 2.17. No dia 14 de julho de 2000, vazaram 4 milhões de litros de óleo, de um oleoduto em um afluente do Rio Iguaçu. Este evento agudo e visível de poluição causou um grande impacto em um rio que já vinha há anos recebendo poluição da Grande Curitiba. (Jornal Gazeta do Povo - 18/06/2000)

Poluição por Pesticidas

Os perigos dos pesticidas chamaram a atenção do mundo em 1962, através do famoso livro de Rachel Carson, *Primavera Silenciosa*. Carson descreveu o processo conhecido como **biomagnificação**, através do qual o DDT (diclorodifenil-tricloroetano) e outros inseticidas organoclorados se tornavam mais concentrados nos níveis mais altos da cadeia alimentar. Estes pesticidas, usados em plantações para matar insetos e pulverizados em lagos para matar as larvas de mosquito, estavam danificando as populações nativas, especialmente os pássaros que comiam grandes quantidades de insetos, peixes, ou outros animais expostos ao DDT e seus subprodutos.

Nos Estados Unidos, onde os organoclorados foram utilizados durante muitos anos, os efeitos chegaram a ser sentidos em animais que estão no topo da cadeia trófica, como falcões e águias. A acumulação de organoclorados faz com que a casca de seus ovos fique fina demais e rache durante a incubação. O Brasil parece ter se beneficiado de um atraso tecnológico que não permitiu utilizar esta (ao que parecia na época) redenção da agricultura. Trabalhos que amostraram diversos aspectos ambientais mostram que a concentração de organoclorados é menor que nos países industrializados. Cáceres, Tundisi e Castellan (1982) encontraram em reservatórios do Estado de São Paulo, concentrações de BHC e DDT menores do que em países temperados. Matuo et al. (1992) e Paumgarten et al. (2000) amostraram leite humano e encontraram porcentuais bastante abaixo do mínimo permitido pela FAO/WHO, e também abaixo daquele encontrado em países industrializados. Já para organoclorados de uso recente, como Heptacloro e Lindane, a situação é exatamente oposta. Araújo et al. (1998) encontraram níveis baixos dos antigos BHC e Aldrin no Rio Ipojuca, no Nordeste, mas encontraram níveis altos de Lindane e Heptacloro, moléculas mais novas. Apesar da tendência de redução dos organoclorados mais antigos no ambiente e no leite materno (DDT, BHC e Aldrin), ainda existem problemas com exposição profissional a organoclorados (Matuo, 1992) e contaminação de alimentos (Zavatti e Abakerly, 1999).

Organoclorados são encontrados em baixas concentrações, se transformam no ambiente e causam efeitos em muitos casos, somente a longo prazo (tanto para a fauna, como para humanos). Um enfoque mais promissor do que detec-

tar esses compostos analiticamente, é o uso de bioindicadores. Deste modo, o princípio de biomagnificação pode ser usado para que determinadas espécies sejam colocadas no ambiente, e monitoradas quanto à concentração dos compostos. Lopes et al. (1992) realizaram testes com o molusco *Anodonta trapesialis* no Rio Pardo, próximo a uma área de cultura de cana, por um ano. Eles concluíram que os animais foram expostos a DDT, Lindane, Heptachloro, Aldrin e Dieldrin.

Apesar dos agrotóxicos teratogênicos, carcinogênicos ou mutagênicos estarem impedidos de obter registro pelo Decreto Federal 98.816 de 1990, a sua permissão para uso no controle da Malária, Doença de Chagas, Cupins e Formigas (Portaria 329 do Ministério da Agricultura, de 1985), faz com que seja difícil controlar o seu uso ilegal para outras finalidades.

Poluição da Água

A poluição da água tem consequências negativas para as populações humanas. Ela destrói fontes de alimento, tais como peixes e mariscos, e contamina a água potável. Também é importante o dano que a poluição da água causa em comunidades aquáticas (figura 2.18; Moyle e Leidy, 1992). Rios, lagos e oceanos são frequentemente usados como esgotos a céu aberto para os dejetos industriais e residenciais. Pesticidas, herbicidas, dejetos e derramamento de óleo, metais pesados (tais como mercúrio, chumbo e zinco), detergentes e lixo industriais podem prejudicar e matar organismos que vivem em ambientes aquáticos. Em contraste com o lixo jogado no ambiente terrestre, que tem basicamente efeitos locais, os lixos tóxicos em ambientes aquáticos podem ser transportados por correntes e dispersos em uma grande área. Os produtos químicos tóxicos, mesmo em baixos níveis, podem ser concentrados em níveis letais pelos organismos aquáticos que filtram grandes volumes de água enquanto se alimentam. As espécies de pássaros e mamíferos que predam estes organismos são expostas, por sua vez, a níveis ainda mais concentrados destes tóxicos.

Mesmo os minerais essenciais, que são benéficos para a vida animal e para as plantas, podem tornar-se poluentes danosos quando em altas con-

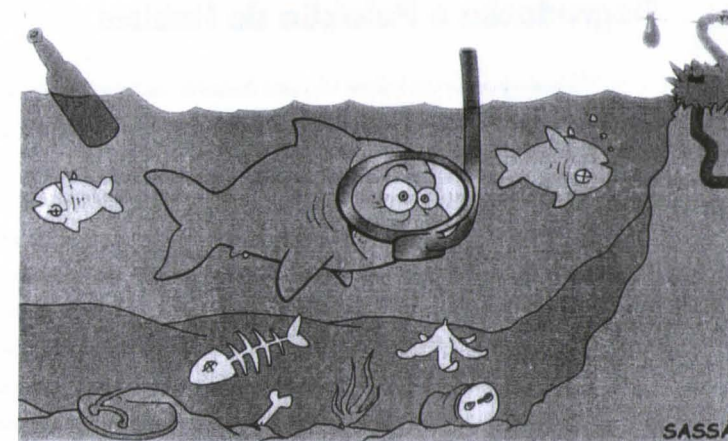


FIGURA 2.18. Habitats aquáticos, tais como rios, lagos, estuários e o oceano aberto, são frequentemente usados como campos de esgoto, lixo e dejetos industriais, em detrimento das comunidades biológicas. (Sassá, *Jornal de Londrina*-2000)

centrações. Atualmente, as atividades humanas liberam mais nitrogênio nas comunidades biológicas do que é consumido pelos processos biológicos naturais (ver tabela 2.1). O esgoto urbano os fertilizantes agrícolas, os detergentes e os processos industriais frequentemente liberam grandes quantias de nitratos e fosfatos nos sistemas aquáticos, iniciando um processo conhecido como eutrofização cultural. Embora pequenas quantias desses nutrientes possam estimular o crescimento de plantas e animais, altas concentrações frequentemente resultam em espessas “florações” de algas na superfície da água. Esses florescimentos de algas podem ser tão densos a ponto de dominar outras espécies de plâncton e reduzir a luz disponível para as espécies de plantas que vivem abaixo da superfície aquática. Assim que esse tapete de algas torna-se mais espesso, suas camadas mais inferiores morrem e chegam ao fundo. As bactérias e os fungos que decompõem as algas multiplicam-se em resposta a essa alimentação adicional e, consequentemente, absorvem todo o oxigênio da água. Sem oxigênio, muito do que restou da vida animal morre. O resultado é uma comunidade muito empobrecida e simplificada, consistindo apenas de espécies que conseguem tolerar a água poluída e os níveis baixos de oxigênio.

Quadro 2.4. - O papel da vegetação na margem de ecossistemas aquáticos

Daniela Kolby Ferraz

A vegetação que localiza-se na margem de rios e lagos exerce função de proteção, filtragem e amortecimento dos impactos provenientes dos ambientes que circundam ao ecossistema aquático (Jørgensen & Löffler, 1995) sendo, por esse motivo, chamada de zona tampão. Essas funções estão relacionadas com a capacidade que a vegetação tem de conter processos erosivos, reter sedimentos e influenciar a qualidade da água (Malanson 1993). A vegetação pode controlar a erosão principalmente de duas maneiras: como uma barreira física que protege a margem contra impactos diretos e por meio do suporte oferecido pelas raízes, que funcionam como uma estrutura de fixação do solo na margem. A vegetação também captura sedimentos provenientes das partes altas do terreno, impedindo que eles alcancem a água, funcionando como um dreno para a deposição de material (Malanson, 1993). Como consequência, diminui a quantidade de materiais em suspensão, que carregam nutrientes e substâncias tóxicas que atingem a água (Jørgensen & Löffler, 1995). Por exemplo, entre 20 e 50 % da entrada de nitrogênio e de 30 a 90 % de fósforo está associada aos materiais em suspensão; da mesma forma, de 0,2 a 5 % dos agrotóxicos usados na agricultura são perdidos por escoamento (Jørgensen & Löffler 1995). Os ecossistemas da zona tampão assemelham-se a uma estação de tratamento de água, onde os materiais em suspensão depositam-se ao atravessarem essa região. A matéria orgânica depositada é mineralizada pelos microorganismos e depois é absorvida pelas plantas. Em muitos casos, a zona tampão absorve sedimentos e nutrientes provenientes das partes altas do terreno e da água (da chuva, dos rios e dos lagos), porém essa região também pode funcionar como fonte de materiais para o ecossistema aquático (Jørgensen & Löffler, 1995). Portanto, a zona de transição age como uma área de estocagem temporária de materiais, e não permanente, sendo que a exportação destes

para a água pode ser importante (Malanson 1993). Em geral, o nitrogênio é efetivamente retirado do sistema pela vegetação, o que não acontece com o fósforo (Malanson 1993); os metais pesados são adsorvidos às partículas de solo da região tampão e os agrotóxicos irão acumular-se e decompor-se lentamente, proporcionalmente a sua capacidade de degradação (Jørgensen & Löffler 1995).

Apesar dos benefícios generalizados associados à vegetação que margeia corpos d'água, a eficiência na captura de sedimentos e nutrientes difere de acordo com as suas características estruturais e ecológicas. Jørgensen & Löffler (1995) apontaram que os níveis de exportação de nitrogênio e de fósforo eram diferentes conforme o tipo de vegetação considerado. Os valores eram menores em florestas do que em áreas agrícolas, diferindo de duas a dez vezes, sendo que pastagens apresentavam valores intermediários. Chaves et al. (1997) desenvolveram um modelo para avaliar a eficiência na apreensão de sedimentos pela vegetação ripária em uma região de cerrado brasileiro. *Eles encontraram maior eficiência quando a zona ripária era ocupada por florestas de galeria, diminuindo quando havia pastagens e áreas agrícolas, sendo estas últimas as maiores exportadoras de sedimentos dentre os tipos de vegetação analisados.* Ainda, a eficiência na apreensão de sedimentos pelas florestas de galeria variou conforme o uso do solo na parte superior do relevo: quanto maior a quantidade de sedimentos gerados, pior a eficiência das florestas. Os autores também encontraram que a largura mínima da vegetação necessária para a proteção da água variava em relação ao uso do solo na porção superior do relevo.

Além das funções expostas acima, podemos acrescentar o papel da vegetação no controle do fluxo de água da chuva e na atenuação dos picos de inundação (Barbosa, 1997). Solos sem cobertura vegetal apresentam menor capacidade de infiltração da água, que acaba fluindo pela superfície, reduzindo a quantidade de água subterrânea estocada (Barbosa, 1997). A redução no volume de água do lençol freático prejudica a

sua contribuição como alimentador da bacia hidrográfica, diminuindo a quantidade de água na bacia como um todo. Este efeito pode assumir uma grande importância no caso de bacias cuja água é captada para abastecimento da população e produção de energia elétrica.

O reservatório Pedro Beicht (Figura 1) faz parte do Sistema Produtor Alto Cotia que, juntamente com a Represa Nossa Senhora das Graças, é responsável pela produção de água para abastecimento de cerca de 1 milhão de pessoas na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Os dois reservatórios estão inseridos na Reserva Florestal do Morro Grande, (23°44'S ; 46°51'W), correspondendo a 10.700 hectares de área protegida. Na reserva predomina a floresta ombrófila densa montana (Veloso et al., 1991) que possui importante função de proteger as nascentes e cursos d'água formadores do rio Cotia. Essa situação é importante para garantir a excelente qualidade da água produzida pelo Sistema Alto Cotia (Sabesp, 1997b), que reflete-se no custo do tratamento da água. Além do custo financeiro, deve-se considerar o custo ambiental, visto que o tratamento de água para abastecimento envolve o uso de produtos químicos, energia elétrica e água tratada para lavagem de filtros e decantadores (Sabesp, 1997a), potencializando o valor de um sistema produtor com melhor qualidade da água bruta. Na própria RMSP pode-se verificar o contraste entre a qualidade da água de mananciais protegidos, como a Bacia do Alto Cotia, e degradados, como a Bacia do Guarapiranga.



Contraste realizado a partir de Imagem de satélite Landsat, mostrando parte da Grande São Paulo. O reservatório menor, no à esquerda da imagem, é o Represa Pedro Beicht, circundada pela reserva florestal de Morro Grande. O reservatório maior, à direita, é a Represa de Guarapiranga, que é circundada por habitações.

Os sedimentos vindos de encostas onde há desmatamento e produção agrícola também podem prejudicar os ecossistemas aquáticos. Os sedimentos reduzem a disponibilidade de luz e diminuem a taxa de fotossíntese. A turbidez da água, cada vez maior, pode não permitir que as espécies animais vejam, alimentem-se e vivam na água, e pode reduzir a capacidade de penetração de luz e fotossíntese. Grandes cargas de sedimentos são particularmente danosas a muitas espécies de corais, que requerem água cristalina para sobreviver.

Poluição do Ar

A atividade humana tem alterado e contaminado a atmosfera da Terra. No passado, as pessoas acreditavam que a atmosfera era tão vasta que os materiais liberados no ar seriam amplamente dispersos e seus efeitos seriam mínimos. Porém, hoje, vários tipos de poluição estão danificando os ecossistemas.

Chuva ácida. Indústrias que trabalham com metalurgia e usinas termoeletricas movidas a óleo e carvão liberam grandes quantidades de nitratos e sulfatos no ar, que se combinam com a umidade na atmosfera e produzem o ácido nítrico e o ácido sulfúrico. Apesar de em muitos países industrializados a chuva ácida atingir vastas áreas, no Brasil ela parece estar restrita a áreas industriais como Cubatão (figura 2.19) e São Paulo (Moreira-Nordemann, 1983), e às áreas canavieiras, que são queimadas antes da colheita, como o interior

de São Paulo e os estados do Nordeste. Existe um risco, no entanto, de transporte destes sulfatos, pelo vento, para outras áreas.

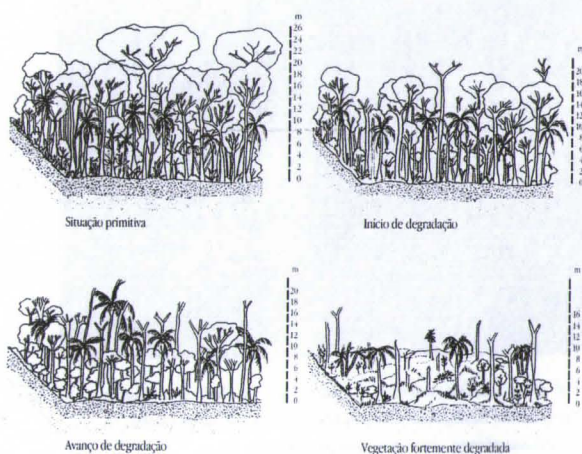
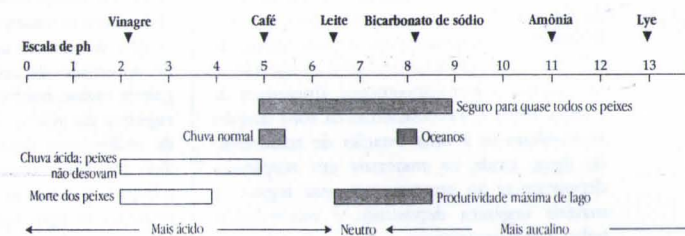


FIGURA 2.19. A chuva ácida, combinada com altos níveis de Flúor no ar, causou a degradação da Mata Atlântica ao redor de Cubatão, no vale da Morte (Fonte: Cetesb).

FIGURA 2.20. A escala de pH indica valores nos quais a acidez torna-se letal para os peixes. Os estudos indicam que os peixes estão na verdade desaparecendo em lagos com alto nível de acidez (Fonte: Cox, 1993, baseado em dados do U.S. Fish and Wildlife Service)



Os ácidos são incorporados nos sistemas de nuvens e reduzem dramaticamente o pH (medida padrão de acidez) da água de chuva. A chuva ácida, por sua vez, diminui o pH da umidade do solo e de corpos d'água como lagos e lagoas. Por si só, a acidez causa impacto em muitas espécies de plantas e animais. Uma vez que a acidez de corpos de água é aumentada pela chuva ácida, muitos peixes deixam de se reproduzir ou morrem (figura 2.20). A grande acidez e a poluição da água são dois fatores prováveis do recente declínio nas populações de anfíbios de todo o mundo. A maioria das espécies de anfíbios depende de corpos de água para, pelo menos, parte de seu ciclo de vida, e um declínio no pH da água causa um aumento correspondente na mortalidade de ovos e larvas (Beebee et al., 1990; Blaustein e Wake, 1995). A acidez também inibe o processo microbiano de decomposição, diminuindo a taxa de produtividade do ecossistema e de reciclagem mineral. Muitas lagoas e lagos em áreas industrializadas do mundo têm perdido grande parte de suas comunidades animais como resultado da chuva ácida (France e Collins, 1993).

Produção de ozônio e deposição de nitrogênio. Automóveis, termoeletricas e outras atividades industriais liberam subprodutos como hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio como subprodutos. Na presença da luz solar, esses produtos químicos reagem com a atmosfera e produzem o ozônio e outros produtos químicos secundários, coletivamente chamados de "smog" fotoquímico ou poluição fotoquímica. Embora o ozônio na atmosfera superior seja importante para filtrar a

danosa radiação ultravioleta, altas concentrações de ozônio ao nível do solo danificam tecidos de planta e as tornam vulneráveis, danificando comunidades biológicas e reduzindo a produtividade agrícola. Comunidades biológicas em todo o mundo podem também ser alteradas quando esse nitrogênio carregado no ar é depositado por chuva e poeira, levando a níveis potencialmente tóxicos deste elemento.

Metais tóxicos. A gasolina com chumbo, as operações de mineração e de metalurgia e outras atividades industriais liberam grandes quantidades de chumbo, zinco e outros metais tóxicos na atmosfera. Estes compostos são diretamente danosos para a vida animal e das plantas. Os efeitos desses metais tóxicos são particularmente evidentes em áreas próximas a fundições, onde a vida pode ser destruída até quilômetros ao redor da fonte.

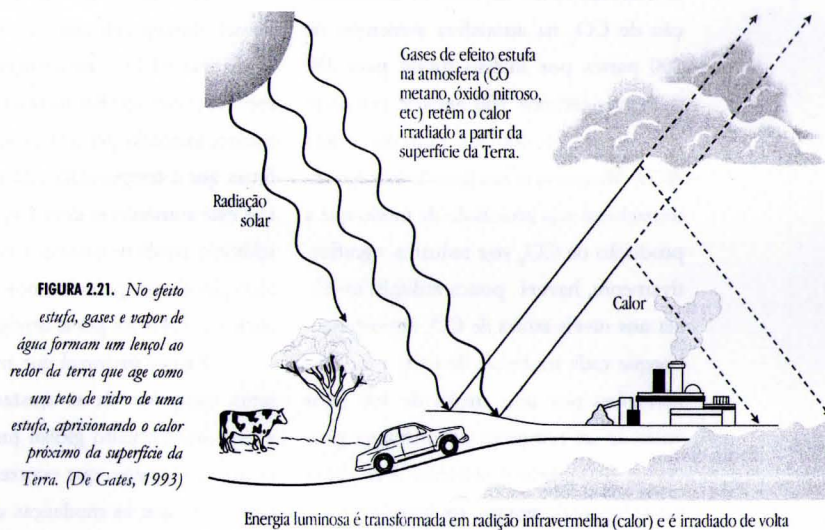
Os efeitos da poluição do ar nas florestas têm sido intensivamente estudados, porque elas têm grande valor econômico em termos de produção de madeira, controle de mananciais e recreação. É amplamente aceito que a chuva ácida causa impacto em muitas espécies de árvores em regiões temperadas, e as tornam mais suscetíveis ao ataque de insetos, fungos e doenças. As mortes de árvores de florestas em grandes áreas da Europa e do Nordeste da América do Norte têm sido relacionadas à chuva ácida e outros componentes da poluição do ar, tais como a deposição do nitrogênio e do ozônio (Hinrichsen, 1987; Mackenzie e El-Ashry, 1988). No Brasil, existem menos evidências do impacto da chuva ácida, a não ser em situações muito dramáticas, como em Cubatão-SP. Mesmo quando as comunidades não são destruídas pela poluição do ar, a composição de espécies pode ser alterada uma vez que as espécies mais suscetíveis são eliminadas. Líquens – organismos simbióticos compostos de fungos e algas que podem sobreviver em condições naturais mais difíceis – são particularmente suscetíveis à poluição do ar.

Os níveis de poluição do ar continuam a se elevar em todo o mundo. Aumentos na poluição do ar serão particularmente danosos em muitos países da Ásia com densas populações humanas, crescimento demográfico e industrialização crescente. O uso intenso de carvão com alto teor de enxofre na China e o rápido crescimento no número de automóveis no sudoeste da Ásia, são exemplos das ameaças potenciais à diversidade biológica dessas regiões. A esperança de controle da poluição do ar no futuro depende de veículos motorizados que diminuam drasticamente as emissões de

poluentes, de desenvolvimento do sistema de trânsito de massa, de processos mais eficientes de limpeza das chaminés de fábricas, e da redução geral do uso de energia através do aumento de eficiência.

Mudança global do clima

O dióxido de carbono, metano e outros gases na atmosfera são transparentes à luz do sol, permitindo que a energia da luz passe através da atmosfera e aqueça a superfície da Terra. Entretanto, esses gases e o vapor da água (na forma de nuvens), aprisionam a energia que se irradia da superfície da Terra, diminuindo a taxa na qual o calor sai da Terra e volta para o espaço. Esses gases são chamados de gases de efeito estufa porque funcionam muito como uma estufa ou uma casa de vegetação, que é transparente à luz do sol, mas que aprisiona a energia uma vez que ela é transformada em calor (figura 2.21). Quanto mais densa a concentração de gases, mais calor é aprisionado perto da Terra, e maior é a temperatura da superfície do planeta.



Sem o efeito estufa, a temperatura na superfície da Terra cairia drasticamente, impedindo a existência de vida como a conhecemos hoje. O problema que existe hoje, entretanto, é que a concentração de gases estufa está aumentando como resultado da atividade humana, que eles podem afetar o clima da Terra, criando um aquecimento global. Durante os últimos 100 anos, os níveis atmosféricos de dióxido de carbono, metano e outros gases no globo têm aumentado constantemente, principalmente como resultado da queima de combustíveis fósseis, tais como o carvão, o petróleo e o gás natural (Graedel e Crutzen, 1989). O corte e a queima de florestas para abrir fazendas e a queima de lenha para aquecer e cozinhar, também contribuem para as concentrações de CO_2 . A concentração de CO_2 na atmosfera aumentou de 290 partes por milhão (ppm) para 350 ppm nos últimos 100 anos, e estima-se que alcance de 400-550 ppm até o ano 2030. Mesmo que um grande esforço internacional seja articulado de modo que a produção de CO_2 seja reduzida significativamente, haverá pouca redução imediata nos níveis atuais de CO_2 atmosférico, porque cada molécula de CO_2 reside na atmosfera por uma média de 100 anos antes de ser removida por plantas e processos geoquímicos naturais. Por causa desse lapso de tempo, os níveis de CO_2

na atmosfera continuarão a subir. Além disso, a posição tomada pelos Estados Unidos de não implementar as decisões tomadas na Reunião das Nações Unidas em Kioto (1997), segundo a qual as emissões de CO_2 seriam cortadas em 5,2% em relação aos valores de 1990, pareceu indicar que o maior consumidor de energia do mundo não está preocupado com a poluição causada por esse consumo.

A evidência parece mostrar que o clima do mundo aqueceu cerca de 0.5°C durante o século 20 (Jones e Wigley, 1990). Ao longo das últimas décadas, a comunidade científica discutiu intensamente se o aumento de temperatura que estava sendo medido era consistente e devido ao aumento de CO_2 , ou se era só uma flutuação da temperatura em algumas décadas.

A edição do último relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), no começo de 2001, parece ter posto um fim na discussão. O documento, assinado por 516 pesquisadores, enfatiza que a temperatura está aumentando, e que este aumento se deve à ação humana. O relatório também projeta a continuação da elevação da temperatura, nos próximos 100 anos, em 1,4 a 5,8 graus centígrados.

Parece provável que muitas espécies serão incapazes de se ajustar rapidamente a esse aquecimento global promovido pela atividade humana, que ocorrerá muito mais rápido do que as mudanças climáticas nat-

urais anteriores. Não há dúvidas de que os efeitos de tal elevação rápida na temperatura sobre as comunidades biológicas serão profundos. Por exemplo, regiões climáticas em zonas temperadas do norte e do sul serão estendidas em direção aos pólos. As espécies adaptadas às florestas decíduas do leste da América do Norte terão que migrar de 500 a 1000 Km para o norte, durante o século 21, para se acomodar a essa mudança de clima (Davis e Zabinski, 1992). Embora as espécies que são amplamente distribuídas e de fácil dispersão sejam capazes de se ajustar a essas mudanças, muitas espécies com distribuições limitadas, ou com pouca habilidade de dispersão, indubitavelmente vão se extinguir. Essas extinções serão aceleradas pela fragmentação do habitat, que cria barreiras para a dispersão.

Temperaturas mais quentes também causarão o degelo das neves eternas nos picos das montanhas, e um encolhimento da camada de gelo da Groelândia. Como resultado dessa liberação de água nos próximos 50 a 100 anos, os níveis do mar poderão subir 0,2 a 1,5 metros. Essa elevação do nível do mar inundará as comunidades costeiras mais baixas e muitas áreas urbanas importantes. Particularmente onde comunidades humanas, estradas e barreiras de controle de inundações tenham sido construídas adjacentes a essas áreas úmidas, a migração de espécies de áreas alagadiças será bloqueada. É possível que a elevação dos níveis do mar possa destruir 25%-80% das áreas alagadiças na costa dos Estados Unidos (Smith e Tirpack, 1988). Há risco para países cuja população se concentra na costa, como o nosso, ou para países mais baixos, tais como Bangladesh e Holanda, onde a maior parte da superfície do nível do mar, estaria abaixo terrestre, dentro de 100 anos.

A elevação do nível do mar seria potencialmente danosa para muitas espécies de corais, que crescem a uma profundidade precisa na água com a combinação certa de luz e correntes. Certos recifes de corais podem ser incapazes de crescer rapidamente o suficiente para acompanhar a elevação do nível do mar e serão "afogados" gradualmente (Grigg e Epp, 1989). O dano poderia ser controlado se as temperaturas do oceano também se elevassem (Brown e Ogden, 1993). Altas temperaturas da água no Oceano Pacífico em 1982 e 1983 levaram as algas simbióticas que vivem dentro dos corais à morte. Os corais, desta forma "despigmentados", sofreram então uma morte maciça, com uma perda estimada em mais de 70%-95% da área.

A mudança de clima global e o aumento de concentrações do CO₂ atmosférico têm o potencial de reestruturar radicalmente as comunidades biológicas, favorecendo aquelas espécies capazes de se adaptar às novas condições (Bazzaz e Fajer, 1992). Há uma grande evidência de que este processo de mudança já teria começado (Grabherr et al., 1994; Phillips e Gentry, 1994). Uma vez que as implicações de mudança de clima global são tão abrangentes, comunidades biológicas, funções de ecossistema e o clima precisam ser cuidadosamente monitorados no futuro. A preocupação quanto à mudança do clima global, entretanto, não deveria desviar a atenção da destruição maciça de habitat que ainda é a causa principal da extinção de espécies: salvar as comunidades intactas de destruição e restaurar as comunidades degradadas são ainda a prioridade da conservação.

Superexploração

Os seres humanos sempre caçaram ou exploraram recursos naturais para sobreviver. Enquanto as populações humanas eram pequenas e seus métodos de coleta não eram sofisticados, as pessoas podiam colher e caçar as plantas e animais de seu ambiente de maneira sustentável, sem levar as espécies à extinção. Entretanto, assim que as populações humanas cresceram, o uso do ambiente se intensificou. Métodos de colheita tornaram-se também muito mais eficientes (Redford, 1992; Wilkie et al., 1992). Armas de fogo são usadas, ao invés das zarabatanas, arpões ou flechas, para caçar nas florestas tropicais e nas savanas. Barcos de pesca motorizados e eficientes operam nas regiões Sul e Sudeste, e em todos os oceanos do mundo (*figura 2.22*). Os pescadores locais, em pequena escala, têm motores em suas canoas, permitindo caçar mais rapidamente e numa área maior do que era possível anteriormente. Mesmo nas sociedades pré-industriais, a exploração intensa levou ao declínio e à extinção local de espécies. Como exemplo, as capas usadas em cerimônias pelos reis havaianos eram feitas de penas do pássaro mamó; uma única capa usava as penas de 70 mil pássaros dessa espécie agora extinta. As espécies predadoras podem também diminuir, quando as presas das quais estes predadores dependem, são superexploradas pela sociedade. Estima-se que a superexploração pelos humanos ameaça cerca de 1/3 das espécies de vertebrados raros, vulneráveis e ameaçados (Groombridge, 1992). A superexploração pelo homem é menos importante apenas do que a perda de habitat e degradação para a extinção de espécies.

FIGURA 2.22. A pesca industrial, que é praticada principalmente nos estados do Sul e Sudeste, é responsável pelo declínio de várias espécies de peixes.



Nas sociedades tradicionais, freqüentemente existiam restrições para evitar a superexploração de recursos naturais: por exemplo, os direitos de específicos territórios de caça eram rigidamente controlados; a caça em certas áreas era proibida; havia proibições contra a caça a espécies fêmeas, jovens e de tamanho reduzido; certas épocas do ano e horários do dia eram fechados para caça; ou certos tipos eficientes de caça não eram permitidos. Estes tipos de restrições que permitiam às sociedades tradicionais caçar recursos em comum a longo prazo, com base sustentável, são muito semelhantes às restrições rígidas de pesca desenvolvidas para muitas atividades de pesca nas nações industrializadas. Também a organização da territorialidade na pesca faz com que a extração seja contida. A territorialidade na pesca existe ainda em vários pontos da Mata Atlântica e rios amazônicos (Begossi, 1998).

Em grande parte do mundo atual, entretanto, os recursos são explorados o mais rápido possível. Se existe um mercado para um produto, os habitantes locais buscarão seu ambiente para encontrá-lo e vendê-lo. Se as pessoas são pobres e têm fome ou são ricas e gananciosas, elas usarão qualquer método disponível para asse-

gurar este produto. Às vezes as sociedades tradicionais até decidem vender seus direitos em relação a um recurso, como uma floresta ou uma área de mineração, a fim de usar o dinheiro para comprar os bens desejados. Em áreas rurais, os controles tradicionais que regulavam a extração de produtos naturais estão sendo, em geral, enfraquecidos. E em muitas áreas onde há uma migração humana intensa, ou onde distúrbios e guerras ocorreram, tais controles não persistiram. Em países com conflitos civis, tais como a Somália, a antiga Iugoslávia e Ruanda, tem havido uma proliferação de armas de fogo entre a população rural, e problemas sérios de subnutrição. Em tais situações, os recursos do ambiente natural serão tomados por quem quer que possa explorá-los.

A superexploração de recursos geralmente ocorre rapidamente quando um mercado surge para o comércio de espécies que anteriormente não eram exploradas ou usadas em determinado lugar. Um dos exemplos mais difundidos dessa prática é o comércio internacional de peles, que tem levado à diminuição de espécies como a chinchila (*Chinchilla spp.*), a vicunha (*Vicugna vicugna*), a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) e várias espécies de felinos. Tanto o comércio legal quanto o ilegal

da vida silvestre são responsáveis pela redução de muitas espécies (figura 2.22; Poten, 1991; Hemley, 1994). A caça de borboletas em excesso, por colecionadores de insetos, de orquídeas, de cactos e de outras plantas, pelos viveiristas e comerciantes, de moluscos marinhos pelos colecionadores de conchas, e de peixes tropicais para aquários, são outros exemplos nos quais todas as comunidades biológicas têm sido exploradas para atender à demanda internacional.

A superexploração de espécies é bastante difundida. Um recurso é identificado, um mercado comercial é desenvolvido para aquele recurso, e a população humana local se mobiliza para extrair e vender este recurso. O recurso é extraído de modo tão extensivo que ele se torna raro, e até mesmo extinto. O mercado então vai em busca de outra espécie ou região para explorar. A pesca comercial se enquadra nesse padrão. A indústria explora uma espécie após a outra, até chegar a reduzir seu rendimento. As madeiras freqüentemente se comportam do mesmo modo, extraindo espécies menos desejáveis ou de tamanho menor em ciclos de cortes sucessivos, até que pouca madeira seja encontrada nas florestas.

Uma vasta literatura se desenvolveu na área de manejo da vida selvagem, pesca, e silvicultura para quantificar a **produção sustentável máxima** a ser obtida a cada ano a partir de um recurso (Getz e Haight, 1989). A produção sustentável máxima é a maior quantidade de recursos que pode ser retirada a cada ano e substituída pelo crescimento populacional natural. Cálculos usando a taxa de crescimento da população e a capacidade de carga (população máxima que o ambiente possa tolerar) são usados para estimar a produção sustentável máxima. Em situações altamente controladas, nas quais um recurso pode ser facilmente quantificado, pode-se atingir o uso máximo sustentável. Entretanto, em muitas situações do mundo real, a caça de uma espécie com base na teoria de produção sustentável máxima não é possível, e tais tentativas freqüentemente levam a um declínio abrupto da espécie (Ludwig et al., 1993). Representantes da indústria pesqueira usam esses cálculos para sustentar sua teoria de que os níveis de pesca do atum podem ser mantidos na taxa atual, embora a população dessa espécie tenha diminuído em 90% nos últimos anos (Safina, 1993). As autoridades freqüentemente estabelecem níveis de exploração altos demais, a fim de satisfazer os interesses comerciais locais e proteger os empregos, o que resulta em danos para o recurso base. A caça ilegal pode resultar em uma remoção adicional do recurso, não considerada nos registros oficiais, e uma proporção considerável do estoque ainda não caçado pode ser danificado durante essas operações ilegais. Uma outra dificuldade ocorre, se os níveis de exploração são constantes, embora o recurso base flutue. A exploração em níveis normais de uma espécie de peixe em uma época em que o estoque está baixo, pode reduzir ou destruir a espécie.

As espécies que cruzam fronteiras nacionais e águas internacionais são particularmente difíceis de se explorar em níveis sustentáveis, devido a problemas de implementação de acordos internacionais e controle da obediência a esses acordos. A fim de proteger as espécies de sua total destruição, as autoridades estão, cada vez mais, fechando as fronteiras de pesca para permitir que as populações se recuperem. Tal política, enquanto louvável e necessária, claramente demonstra que modelos de produção máxima sustentável são freqüentemente inadequados e inválidos para o mundo real.

A esperança para muitas espécies superexploradas é que assim que elas se tornem raras, elas não mais estarão disponíveis para a caça comercial, e sua população terá uma chance de se recuperar. Infelizmente, populações de muitas espécies, tais como os rinocerontes e certos felinos silvestres, podem já ter sido tão reduzidas

que não serão capazes de se recuperar. Em alguns casos, a escassez pode até aumentar a demanda: assim que os rinocerontes tornaram-se mais raros, o preço de suas presas aumentou, tornando-os ainda mais valiosos no mercado negro. Em muitos casos, a população carente busca de modo cada vez mais intenso esses poucos indivíduos que ainda restam, vendendo-os para que possam alimentar suas famílias.

Um dos debates mais acalorados sobre a caça de espécies silvestres, tem envolvido espécies de baleias, que para o público de certos países do ocidente têm um valor sentimental muito grande. Após o reconhecimento de que muitas espécies de baleias tinham sido caçadas em níveis drasticamente altos, a Comissão Internacional de Proteção à Baleia finalmente proibiu toda a pesca comercial em 1986. Apesar dessa proibição, certas espécies, como a baleia azul e a baleia franca, permanecem em densidades muito inferiores a seus números originais (Best, 1988), embora outras espécies, tais como a baleia cinza e a baleia corcunda, parecem estar se recuperando (Tabela 2.6). A razão para esta lenta recuperação de algumas espécies pode ser que a caça não seja a única causa não-natural de mortalidade das baleias. As baleias francas freqüentemente são mortas quando colidem com navios, um problema que pode também estar ocorrendo com outras espécies menos conhecidas (Kraus, 1990). Além disso, a cada ano milhares de golfinhos e um número desconhecido de baleias morrem sufocados quando ficam presos em redes à deriva, redes de barbelas e outros equipamentos de pesca em alto mar, que são usados para a caça comercial do atum, do bacalhau, e de outros peixes. O esforço para limitar ou proibir a pesca com rede tem sido parcialmente eficaz e tem motivado a discussão nas relações comerciais internacionais. Esses problemas são exacerbados pela crescente tendência de pesca de espécies de baleias mais comuns e menores. Apesar da sua proibição, países com uma longa tradição de pesca da baleia, como a Noruega e o Japão, continuam a explorar espécies de baleias comuns, ainda que dentro de limites, e pescadores locais em países em desenvolvimento, freqüentemente buscam pequenos cetáceos, quando não há nada mais a caçar.

TABELA 2.6.

Grupo	Quantidade comercializada/ ano ^a	Comentários
Primatas	25 - 30 mil	Principalmente utilizado para pesquisas biomédicas; também como bichos de estimação e zoológicos, circos e coleções privadas
Aves	2 - 5 milhões	Zoológicos e bichos de estimação, comércio e tráfico de papagaios
Répteis	2 - 3 milhões	Zoológicos e bichos de estimação. 10-15 milhões de peles. Répteis sendo usados em 50 milhões de produtos manufaturados (a maior parte vem da natureza, mas uma fração crescente vem de fazendas de criação)
Peixes Ornamentais	500 - 600 milhões	A maior parte dos peixes tropicais vem da natureza e pode estar sendo coletado por métodos ilegais que prejudicam outras espécies e os recifes de corais
Recifes de Corais	1000 - 2000 ton	Recifes estão sendo minerados para produzir objetos de decoração
Orquídeas	9 - 10 milhões	Aproximadamente 10% das orquídeas do mercado internacional vem da natureza. Algumas vezes são identificadas de modo a evitar a lei.
Cactus	7 - 8 milhões	Aproximadamente 15% dos cactus comercializados vem da natureza. O tráfico é o maior problema.

Fonte: Hemley, 1994 e Fitzgerald, 1989

^a Com exceção dos recifes de coral, se refere a número de indivíduos

Introduções de espécies exóticas

A extensão geográfica de muitas espécies é limitada por barreiras climáticas e ambientais à sua dispersão. Os mamíferos da América do Norte são incapazes de cruzar o Pacífico e chegar até o Havaí; os peixes marinhos no Caribe não conseguem atravessar a América Central e alcançar o Pacífico, e os peixes de água doce em um Lago Africano não têm como chegar até outros lagos, mesmo que próximos. Oceanos, desertos, montanhas e rios, todos restringem o movimento das espécies. Como resultado de tal isolamento geográfico, os padrões de evolução têm ocorrido de modo diverso, em cada uma das principais áreas do mundo. Por

exemplo, a biota da região da Austrália/Nova Guiné é surpreendentemente diferente daquela encontrada na região adjacente do sudoeste da Ásia. As ilhas, o mais isolado dos habitats, tendem a desenvolver biotas singulares e endêmicas.

O homem rapidamente alterou esse padrão transportando espécies pelo mundo. Em tempos pré-industriais, as pessoas transportavam plantas cultivadas e animais domésticos, de lugar para lugar, ao se estabelecerem em novas áreas de plantação e colonização. Animais tais como cabritos e porcos eram deixados pelos marinheiros europeus em ilhas ainda não habitadas para garantir seu alimento quando retornassem a esses lugares. Nos tempos modernos, um grande número de espécies já foi introduzido, deliberadamente ou acidentalmente, em áreas onde não são nativas (Grove e Burdon, 1986; Drake et al., 1989; Hedgpeth, 1993). Muitas introduções de espécies ocorreram da seguinte maneira:

- **Colonização européia.** Os europeus ao chegarem às novas colônias, introduziram centenas de espécies européias de mamíferos e pássaros em lugares como a Nova Zelândia, Austrália e a África do Sul, a fim de terem um ambiente que lhes parecesse familiar e que lhes pudesse fornecer caça, quando ali retornassem.
- **Horticultura e agricultura.** Grande número de espécies de plantas foram introduzidas e cultivadas em novas regiões com fins ornamentais, agrícolas, ou para pastagem. Muitas dessas espécies deixaram de ser cultivadas e se estabeleceram na da comunidade local.
- **Transporte acidental.** As espécies são freqüentemente transportadas por pessoas acidentalmente. Exemplos comuns dessa ação são sementes de ervas daninhas que acompanham acidentalmente outras sementes colhidas para fins comerciais e depois acabam sendo semeadas em novas localidades, como é o caso do arroz vermelho e do arroz branco cultivado. Também o capim gordura (*Melinis minutiflora*) teria chegado ao Brasil aderido às roupas dos escravos. Os ratos e insetos são inadvertidamente levados a bordo de navios e aviões, e as doenças e parasitas são transportados por suas espécies hospedeiras. Os navios freqüentemente carregam espécies exóticas em seus lastros. Os lastros de água trazem algas, invertebrados e pequenos peixes. Constatou-se que a água de lastro liberada pelos navios na Baía de Coos, Oregon, continha 367 espécies marinhas originárias de águas japonesas (Carlton e Geller, 1993).

A grande maioria das espécies exóticas não se estabelece nos lugares nos quais foram introduzidas, porque o novo ambiente geralmente não é adequado às suas necessidades. Entretanto, uma certa porcentagem de espécies consegue se instalar em seu novo lar e muitas delas crescem em abundância às custas das espécies nativas. Essas espécies exóticas podem deslocar as espécies nativas através de competição por limitação dos recursos. As espécies animais introduzidas podem ser predadoras das espécies nativas e levá-las à extinção, ou alterar o seu habitat a tal ponto que muitas destas espécies não conseguem subsistir.

Muitas áreas no mundo são fortemente afetadas pelas espécies exóticas. A introdução da abelha africana, ocorrida após uma liberação acidental na ESALQ-USP na década de 50, causou a miscigenação com os enxames de abelha européia que já eram explorados no Brasil. Os enxames africanizados passaram a competir pelo néctar das flores, deslocando os polinizadores específicos de cada espécie de planta. Sendo um polinizador genérico, sua eficiência para estimular a polinização é bastante reduzida, uma vez que grande parte das vezes o pólen de uma espécie é levado para outra espécie (Dick, 1999). A *Brachiaria sp.* é uma gramínea africana de grande rusticidade na América do Sul. Em muitas reservas de Cerrado, a *Brachiaria* domina o estrato herbáceo, o que pode se tornar um problema para a sustentabilidade de muitas espécies arbóreas, já que as plântulas dessas espécies têm dificuldade em competir com a *Brachiaria*. (Pivello, 2000). Aproximadamente 4.600 espécies de plantas exóticas foram identificadas nas Ilhas Havaianas, cerca de três vezes o número total de espécies nativas ali existentes (St. John, 1973). Também no sul dos Estados Unidos, a diversidade de espécies de insetos diminuiu cerca de 40% depois da invasão de espécies exóticas de formigas.

Espécies exóticas em ilhas

Os efeitos das espécies exóticas são geralmente maiores em locais que já sofreram perturbações decorrentes da ação do homem. O isolamento dos habitats de ilhas favorece o desenvolvimento de um conjunto único de espécies endêmicas; porém, isto faz com que essas espécies se tornem vulneráveis à predação das espécies invasoras (Gagné, 1988, Loope et al, 1988). Os animais introduzidos em ilhas são eficazes na predação das espécies animais endêmicas e se alimentam das

plantas nativas até sua extinção. As plantas introduzidas de folhas lignificadas e não palatáveis, podem sobreviver melhor à presença de herbívoros do que as plantas nativas mais tenras, e, desse modo, as espécies exóticas chegam a dominar a paisagem à medida que a vegetação nativa diminui. As espécies animais que habitam as ilhas e foram adaptadas a uma comunidade com poucos predadores, geralmente têm poucas defesas contra os predadores introduzidos. Além disso, as espécies insulares freqüentemente não têm imunidade natural contra as doenças do continente. Quando as espécies exóticas são introduzidas em uma ilha, elas freqüentemente trazem consigo patógenos ou parasitas. Embora o perigo seja relativamente pequeno para aquela espécie que transporta esses patógenos ou parasitas, seu efeito pode devastar as populações nativas.

Dois exemplos ilustram o efeito causado por espécies introduzidas, na biota de ilhas:

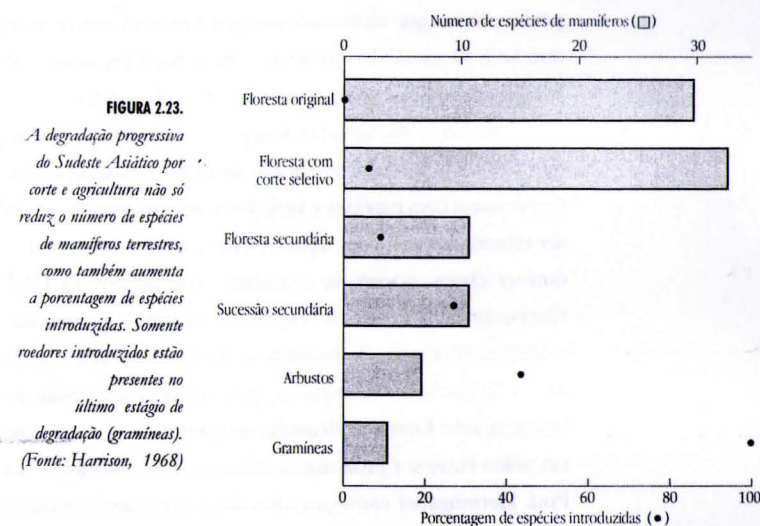
- *Superexploração de Ilhas Oceânicas.* Logo após o descobrimento do Brasil, era comum que os navegadores portugueses introduzissem cabras nas ilhas do litoral, de modo que elas se reproduzissem e eles tivessem alimento quando voltassem para o Brasil. Essa introdução se mostrou catastrófica, porque o pastejo intensivo das cabras impedia a regeneração da vegetação. Isto também ocorreu na costa da Califórnia.

- *Pássaros das Ilhas do Pacífico.* A cobra arbórea marrom (*Boiga irregularis*) foi introduzida em algumas ilhas do Oceano Pacífico. As cobras comem os ovos, os filhotes e os pássaros adultos. Apenas em Guam, 10 espécies de pássaros endêmicos foram extintas (Savidge, 1987).

Ahabilidade de invasão das espécies exóticas

Por que algumas espécies exóticas têm tanta facilidade para invadir e dominar novos habitats e deslocar as espécies nativas? Uma razão é a ausência de seus predadores naturais, pestes e parasitas no novo habitat. Os coelhos introduzidos na Austrália, por exemplo, espalharam-se incontrolavelmente, alimentando-se de plantas nativas até sua extinção, porque não houve controle eficaz de sua densidade. O controle tem sido tentado com a introdução, na Austrália, de doenças que ajudam a controlar as populações de coelhos de outros lugares.

A ação humana pode criar condições ambientais não usuais, tais como pulsos de nutrientes, aumento da incidência de queimadas, e/ou de radiação solar, às quais as espécies exóticas podem se adaptar mais rapidamente do que as nativas. As concentrações mais altas de espécies exóticas são freqüentemente encontradas em habitats que foram em grande parte alterados pela atividade humana. No Norte do Paraná, as arvoretas de espécies exóticas tendem a ocorrer mais próximas da borda da floresta, do que arvoretas de espécies nativas. As sementes de Citrus, Café, Eucalipto e Santa-Bárbara (*Melia azedarach*) foram trazidas pelo vento ou por aves e não atingiram, pelo menos até o momento, altas densidades (Rodrigues, 1998). No Sudeste Asiático, ao contrário, a degradação progressiva das florestas resulta em proporções cada vez menores de espécies nativas. (figura 2.23)



Espécies exóticas que são adaptadas ao ambiente criado pelo homem ampliam facilmente sua área de ocorrência (Soulé, 1990). A Pomba Asa Branca (*Columba picazuro*), eternizada pela música de Luiz Gonzaga, vem invadindo áreas perturbadas do Estado de São Paulo. A primeira observação da espécie foi feita por Willis e Oniki em 1979 (Willis e Oniki, 1981) nas bordas do Parque Estadual do

Morro do Diabo, em Teodoro Sampaio-SP. Depois disso, essa pomba ocupou o centro do estado, sendo encontrada anos depois, em 1982, no Campus da Universidade de Rio Claro, onde Willis trabalha (Willis e Oniki, 1987). A subespécie que ocupou o Estado de São Paulo (*Columba picazuro picazuro*) não é, no entanto, a mesma do Nordeste. Essa subespécie é nativa de Santa Catarina, ao contrário da *Columba picazuro marginalis* que ocorre desde o Piauí até a Bahia, e é a Asa Branca a que Luiz Gonzaga se referia.

Na América do Norte, a fragmentação de florestas, o desenvolvimento suburbano e o fácil acesso ao lixo permitiram o aumento do número e da área de ocorrência de coiotes, raposas vermelhas e gaivotas. Essas espécies agressivas aumentam às custas de espécies nativas que são menos competitivas e menos capazes de resistir à predação. As espécies nativas que aumentam em quantidade excessiva, porque se adaptam bem às atividades humanas, representam um desafio futuro para o manejo de espécies vulneráveis e de áreas protegidas.

Outra classe especial de espécies exóticas é formada por aquelas que possuem parentes próximos na biota nativa. Quando essas espécies cruzam com espécies e variedades nativas, genótipos únicos podem ser eliminados das populações locais, e limites taxonômicos, que eram outrora claros, podem se confundir. No campus da UNICAMP, em Campinas-SP, o Professor Hermógenes Leitão - atualmente cumprindo a função de curador do herbário do Jardim do Éden - trouxe várias espécies de Embaúba (*Cecropia sp.*) para serem reproduzidas no viveiro da Universidade. Uma vez plantadas no mesmo local, estas espécies trocaram pólen entre si e produziram híbridos de embaúba que nem mesmo o Prof. Hermógenes conseguia identificar. Este parece também ser o destino de espécies nativas de trutas quando confrontadas com as espécies comerciais. No sudoeste americano, a truta apache (*Oncorhynchus apache*) teve sua área de ocorrência reduzida devido à destruição do habitat e à competição com espécies que foram introduzidas visando à atividade pesqueira. A espécie também cruzou extensivamente com a truta arco-íris (*O. mykiss*), um peixe introduzido para a atividade de pesca de lazer (Dowling and Childs, 1992).

Dispersão de doenças

As infecções são comuns tanto em populações silvestres como nas de cativeiro (May, 1988; Scott, 1988; Aguirre e Starkey, 1994). As infecções podem vir de **microparasitas**, tais como vírus, bactérias, fungos e protozoários, ou de **macroparasitas**, como os helmintos e artrópodes. Tais doenças são provavelmente a maior ameaça para algumas espécies raras, como o Lobo-Guará. Esta espécie tem tido sua longevidade reduzida, tanto em cativeiro quanto em liberdade, por causa de um helminto renal (*Diocotophyma renale*) (Dietz, 1985). O Lobo-Guará também é atacado pelo parvovírus (Ginsberg e MacDonald, 1990) e pelo vírus da cinomose. A última população de furões (*Mustela nigripes*) que se registrou no meio selvagem foi destruída pelo vírus da cinomose canina em 1987 (Throne e Williams, 1988). A cinomose é um dos maiores desafios no manejo do programa de criação dos furões em cativeiro. Para evitá-la, estão sendo tomadas medidas de quarentena rigorosas e de subdivisão da colônia em cativeiro, em grupos geograficamente separados. O furão continua extremamente suscetível à cinomose, que está presente em populações carnívoras encontradas em toda a área potencial de ocorrência da espécie. Portanto, os animais colocados no ambiente selvagem nos EUA em 1991 continuam vulneráveis a uma epidemia, assim como aqueles que recentemente têm sido importados como animais de estimação.

Três princípios básicos de epidemiologia têm implicações óbvias e práticas na criação em cativeiro e no manejo de espécies raras. Em primeiro lugar, em populações densas, tanto os animais silvestres como os de cativeiro podem enfrentar pressão direta e crescente de parasitas e doenças. Em habitats fragmentados, as populações de animais podem crescer temporariamente acima do normal, favorecendo altas taxas de transmissão de doenças. Em situações normais, o nível de infecção é tipicamente reduzido quando os animais se afastam de suas fezes, saliva, restos de pele e outras fontes de infecção. Em situações artificiais de confinamento, os animais permanecem em contato com essas fontes potenciais de infecção e a transmissão de doenças aumenta. Nos zoológicos, colônias de animais são freqüentemente mantidas juntas em espaços reduzidos. Conseqüentemente, se um animal está infectado, o parasita pode espalhar-se rapidamente na população.

Em segundo lugar, os efeitos indiretos da destruição do habitat podem aumentar a suscetibilidade do organismo à doença. Quando uma grande população hospedeira é colocada em uma área de tamanho reduzido em função da destruição do habitat, frequentemente haverá deterioração da qualidade do habitat e da disponibilidade de alimento, o que gerará um teor nutricional baixo, animais mais fracos, e maior grau de suscetibilidade à infecção. Esse agrupamento em grande quantidade também pode levar ao estresse social em uma população, o que diminui a resistência dos animais a doenças.

Em terceiro lugar, em muitas áreas de conservação e zoológicos, uma espécie mantém contato com outras espécies com as quais raramente ou jamais teriam no meio selvagem, de tal forma que as infecções podem se espalhar de uma espécie para outra. Uma vez infectados por doenças exóticas, os animais cativos não podem ser reconduzidos ao meio selvagem sem que ameacem uma população inteira com o perigo da infecção. Também, uma espécie comum e de certa forma resistente a uma doença pode servir como um depósito da doença e então, infectar outras populações de espécies altamente suscetíveis. Por exemplo, pombas domésticas aparentemente sadias podem transmitir um vírus de herpes fatal à pomba cor-de-rosa Mauritiús (*Columba mayeri*) (Snyder et al., 1985). No Parque Nacional Serengeti da Tanzânia, cerca de 25% dos leões foram recentemente mortos pela cinomose canina, aparentemente contraída de um ou mais dos 30.000 cachorros domésticos que moram perto do Parque (Morell, 1994). As pragas podem também atacar a arborização urbana. Em muitas cidades brasileiras as sibirunas sofrem ataques de cupins e cochonilhas em larga escala.

Vulnerabilidade à extinção

Quando os ambientes são danificados por atividades humanas, as populações de muitas espécies são reduzidas, ou mesmo extintas. Os ecologistas têm observado que determinadas categorias de espécies são especialmente vulneráveis à extinção (Ehrenfeld, 1970; Terborgh, 1974; Pimm et al, 1988; Guittelman, 1994). Essas espécies precisam ser cuidadosamente monitoradas e a conservação deve se voltar para elas. As espécies que são especialmente vulneráveis à extinção se enquadram em uma ou mais das seguintes categorias:

- **Espécies com área de ocorrência limitada.** Algumas espécies são encontradas em apenas um ou alguns lugares dentro de uma área geográfica restrita, e se tal área é perturbada pela ação do homem, então podem tornar-se extintas. Espécies de pássaros em ilhas oceânicas são exemplos de espécies com alcance geográfico restrito e que se tornaram extintas. Muitas espécies de peixes confinadas a um único lago ou a uma única bacia hidrográfica também desapareceram.

- **Espécies com apenas uma ou algumas populações.** Qualquer população de uma determinada espécie pode tornar-se localmente extinta como resultado de fatores ambientais, tais como terremotos, incêndios, ou epidemias de doenças, assim como do impacto da ação do homem. Espécies com muitas populações são, portanto, menos vulneráveis à extinção global do que as espécies de uma única ou de poucas populações.

- **Espécies com populações pequenas.** Pequenas populações são mais suscetíveis à extinção local do que as populações grandes, devido a sua maior vulnerabilidade, à variação demográfica e ambiental e à perda de variabilidade genética, conforme descrito no Capítulo 3. As espécies com populações reduzidas, como os grandes predadores e as especialistas, estão mais expostas à extinção, do que as de populações maiores (Mace, 1994).

- **Espécies com populações em declínio.** O tamanho das populações varia no tempo. Uma população que apresenta sinais de declínio provavelmente se extinguirá se a causa desse declínio não for identificada e corrigida.

- **Espécies com baixa densidade populacional.** Uma espécie com baixa densidade populacional - com poucos espécimes por unidade de área - provavelmente terá apenas pequenas populações remanescentes em cada fragmento se a sua extensão for fragmentada pela ação humana. Dentro de cada fragmento, o tamanho da população pode ser pequeno demais para as espécies se reproduzirem, e estas então desaparecerão gradativamente.

- **Espécies que necessitam de habitats grandes.** As espécies cujos indivíduos ou grupos sociais precisam de grandes áreas para se alimentar tendem a desaparecer quando parte desta sua área é danificada ou fragmentada pela ação humana.

• **Espécies de grande porte.** Grandes animais precisam geralmente ocupar áreas maiores, exigem mais alimentação, e são mais facilmente caçados e levados à extinção pelo homem do que os animais menores. Os carnívoros de topo de cadeia são freqüentemente mortos porque competem com os humanos na caça selvagem, às vezes se alimentam de animais domésticos ou de pessoas, e são o alvo preferido da caça esportiva. Dentro das guildas de espécies, as de grande porte - os grandes carnívoros, as onças ou as baleias - são com freqüência as mais susceptíveis à extinção. O Lobo-Guará, por exemplo, maior canídeo das Américas, com 147 cm entre a cauda e a cabeça, está na lista de espécies ameaçadas de Minas Gerais (Biodiversitas, 1998). Em média, o território de cada Lobo-Guará é de 27 Km² (Dietz, 1984).

• **Espécies que não são dispersoras eficazes.** No mundo natural, as mudanças ambientais preparam as espécies para adaptar seu comportamento ou fisiologia, às novas condições de seu habitat. As espécies que não conseguem se adaptar às mudanças ambientais migram para um habitat mais adequado ou enfrentam o risco de extinção. O rápido ritmo das mudanças causadas pelo homem, freqüentemente impossibilita a adaptação, deixando como única alternativa a migração. As espécies que não conseguem cruzar estradas, fazendas e outros habitats perturbados pelo homem estão fadadas à extinção, uma vez que seu habitat original encontra-se alterado pela poluição, espécies exóticas e mudança do clima global. A importância da dispersão para a prevenção da extinção pode ser ilustrada através de uma análise detalhada dos vertebrados do Oeste da Austrália. As extinções têm ocorrido apenas entre os mamíferos não voadores, com pouca ou nenhuma extinção registrada entre pássaros e morcegos (Burbidge e McKenzie, 1989). Entre os pássaros do oeste australiano, as espécies que são incapazes de voar ou voam muito pouco são as que têm apresentado as mais altas taxas de extinção.

• **Migrantes sazonais.** As espécies que migram em determinadas estações, dependem de dois ou mais tipos de habitat. Se um destes habitats for danificado, então estas espécies correm o risco de extinção. Os bilhões de pássaros canoros das 120 espécies que migram a cada ano entre o Canadá e os Neotrópicos dependem de um habitat adequado em ambos os lugares para que sobrevivam e procriem. Também, se barreiras que dificultam a dispersão forem criadas entre os dois habitats por estradas, cercas ou represas, uma espécie pode não conseguir completar seu ciclo de vida, como no caso das espécies de peixes que migram entre a foz e a nascente dos rios.

• **Espécies com pouca variabilidade genética.** A variabilidade genética dentro de uma população pode, às vezes, permitir que uma espécie se adapte a uma mudança ambiental. As espécies com pouca ou nenhuma variabilidade genética tendem à extinção quando uma doença nova, um predador novo ou outra mudança qualquer ocorre no ambiente. A variabilidade genética extremamente baixa é considerada como um fator que contribui para a falta de resistência a doenças do Leopardo (O'Brien e Evermann, 1988), embora os fatores ambientais possam ser as razões predominantes para o declínio desta espécie (Merola, 1994).

• **Espécies que requerem nichos especiais.** Uma vez que o habitat é alterado pela atividade humana, ele pode não ser mais adequado para determinadas espécies. A área onde se instalou o Campus da Universidade Estadual de Londrina era originalmente coberta pela Mata Tropical Semidecídua do Norte do Paraná. Quando a área foi desmatada, as grandes árvores de Peroba (*Aspidosperma polyneuron*) foram preservadas. A Peroba, no entanto, necessita de cobertura vegetal ao seu redor para conseguir água na quantidade necessária para seu metabolismo. Estando agora em campo aberto, as Perobas estão paulatinamente morrendo. Além de perder árvores centenárias, a UEL está também perdendo o símbolo do seu "Campus Perobal".

• **Espécies que são características de ambientes estáveis.** Muitas espécies são adaptadas a ambientes onde a perturbação é mínima, tais como as áreas mais velhas da floresta tropical ou o interior de florestas temperadas. Quando essas florestas são cortadas, devastadas, queimadas, ou de outra forma alteradas pela ação do homem, muitas espécies nativas não conseguem tolerar as mudanças de condições climáticas (mais luz, menos umidade, maior variação de temperatura) e o conseqüente influxo de espécies exóticas. Também, as espécies de ambientes estáveis tipicamente iniciam sua reprodução somente quando atingem uma idade avançada e geralmente têm uma prole pequena. O Jequitibá (*Cariniana estrellensis*), por exemplo, leva oito anos para produzir a primeira florada, quando em ambiente aberto, e provavelmente mais ainda dentro da floresta. Tais espécies freqüentemente não conseguem reconstruir suas populações rápido o suficiente para evitar a extinção provocada por um ou mais episódios de perturbação do ambiente.

• **Espécies que formam agregações permanentes ou temporárias.** As espécies que formam grupos em lugares específicos são altamente vulneráveis

à extinção local. Por exemplo, os morcegos forrageiam em áreas amplas durante a noite, mas tipicamente empoleiram-se em grupos durante o dia. É possível entrar nestas cavernas durante o dia e facilmente apanhar todos os indivíduos da população. Queixadas, várias espécies de aves e cardumes de peixes, todos também apresentam agregações que são freqüentemente exploradas. Algumas espécies de animais sociais podem tornar-se incapazes de sobreviver quando sua densidade demográfica é reduzida a um certo número, uma vez que não mais se alimentam, acasalam ou se defendem.

• **Espécies que são caçadas ou consumidas.** O superconsumo pode rapidamente reduzir o tamanho de uma população de espécies de valor econômico para os humanos. Se a caça ou consumo não forem regulados, por lei ou por costume local, as espécies podem ser levadas à extinção.

Essas características de espécies suscetíveis à extinção não são independentes, mas tendem a se agrupar em categorias de características. Por exemplo, as espécies de porte maior tendem a ter uma densidade demográfica pequena e extensão de habitação ampla - características das espécies suscetíveis à extinção. Ao identificar estas características, os biólogos de conservação podem prever a necessidade do manejo das populações de espécies vulneráveis.

Resumo

1. A ação do homem tem levado muitas espécies à extinção. Desde 1600, cerca de 2,1% de todos os mamíferos do mundo e 1,3% das espécies de pássaros já se extinguíram. A taxa de extinção está se acelerando, e muitas espécies estão à beira da extinção. Mais de 99% das extinções da era moderna são atribuídas à ação humana.
2. Muitas espécies que ocupam ilhas são especialmente vulneráveis à extinção, porque são endêmicas a uma ou poucas ilhas. O modelo biogeográfico de ilhas tem sido usado para prever que as taxas atuais de destruição de habitat resultarão na perda de cerca de 25.000 espécies por ano, nos próximos dez anos. Muitas comunidades biológicas estão gradativamente sendo empobrecidas pelas extinções locais de espécies.
3. A desaceleração do crescimento da população humana é parte da solução para a crise da diversidade biológica. Além disso, as atividades industriais em larga escala, o corte de madeira e a agricultura, na busca de lucros a curto prazo, têm efeitos destrutivos e desnecessários para o ambiente natural. Esforços para reduzir o alto consumo de recursos naturais nos países ricos e industrializados e para eliminar a pobreza em países em desenvolvimento, são também parte importante da proteção da diversidade biológica.
4. A maior ameaça à diversidade biológica é a perda de habitat. O melhor meio de proteção da diversidade biológica é a preservação de habitats. Particularmente, os habitats que se encontram ameaçados de destruição são as florestas tropicais, as áreas alagadiças, os manguezais e os recifes de corais.
5. A fragmentação de habitat é o processo pelo qual uma grande área contínua é reduzida e dividida em dois ou mais fragmentos. Tal fragmentação pode levar à rápida perda das espécies que ainda restam, uma vez que cria barreiras para o processo normal de dispersão, colonização e alimentação. As condições ambientais nos fragmentos podem se alterar, e pestes podem se tornar mais comuns.
6. A poluição ambiental elimina muitas espécies encontradas em comunidades biológicas, mesmo onde a estrutura da comunidade não esteja aparentemente perturbada. Tal poluição constitui-se no uso excessivo de pesticidas, contaminação de fontes de água com dejetos industriais, esgoto, fertilizantes, resultando em chuva ácida, excesso de deposição de nitrogênio, poluição fotoquímica e ozônio; e poluição atmosférica.

7. Os padrões do clima global irão se alterar no Século XXI devido às grandes quantidades de dióxido de carbono que se encontra na atmosfera, produzido pela queima de combustível fóssil. O aumento previsto de temperatura pode acontecer tão rápido que muitos indivíduos não conseguirão se ajustar e provavelmente serão levados à extinção.

8. A crescente pobreza rural, os métodos cada vez mais eficientes de caça e colheita e a globalização da economia se integram para favorecer a superexploração de muitas espécies, levando-as à extinção. As sociedades tradicionais tinham costumes que evitavam a supercolheita dos recursos disponíveis, porém estes costumes estão sendo abandonados.

9. Os humanos têm, de maneira deliberada ou acidental, levado milhares de espécies para novas regiões do mundo. Algumas dessas espécies exóticas têm efeito negativo sobre as espécies nativas.

10. Os níveis de doença e de parasitas freqüentemente aumentam quando os animais são confinados a uma reserva natural e não conseguem se dispersar em uma área mais ampla. Os animais mantidos em cativeiro são particularmente propensos a altos níveis de doenças.

11. As espécies mais vulneráveis à extinção têm características particulares, tais como pequenas extensões geográficas, apenas uma ou poucas populações, pequena densidade demográfica, densidade demográfica em declínio, e um valor econômico que favorece a superexploração pelo homem.

CAPÍTULO 3

Conservação de Populações e Espécies

Os esforços de conservação são freqüentemente dirigidos à proteção de espécies cuja população encontra-se em declínio e ameaçada de extinção. Os biólogos de conservação devem determinar a estabilidade das populações em determinadas circunstâncias, a fim de preservar as espécies nas condições impostas pela ação do homem. Conseguiria a população de uma espécie ameaçada sobreviver, ou até mesmo aumentar se mantida em uma reserva natural? Ou a espécie está em declínio, e necessita de atenção especial para que não se torne extinta?

Muitos parques nacionais e santuários de vida selvagem têm sido criados para proteger “espécies carismáticas”, tais como o Mico Leão Dourado na Reserva Biológica de Poço das Antas ou o Parque Nacional do Pau Brasil, em Porto Seguro, que são importantes como símbolos nacionais, e até como atrações turísticas. Entretanto, simplesmente estabelecer que as comunidades nas quais essas espécies vivem, sejam áreas protegidas pode, não ser suficiente para evitar seu declínio e a sua extinção, mesmo quando legalmente protegidas. Os santuários geralmente são criados apenas após a maioria das populações de uma espécie ameaçada já ter sido reduzida pela perda, degradação e fragmentação do habitat, ou exploração excessiva. Nestas circunstâncias, uma espécie pode ser levada à extinção rapidamente. Também, indivíduos fora dos limites das unidades de conservação permanecem desprotegidos e em risco.

No passado, ONGS e ecologistas se preocuparam unicamente com espécies carismáticas, de um modo quase que “*personal*”. Mais recentemente, percebeu-se que este enfoque é pouco efetivo para a conservação de espécies, já que nenhuma espécie pode ser conservada independentemente de seu ambiente.



FIGURA 3.1. *Espécies carismáticas como o Lobo-Guará despertam o afeto do público em geral. Cabe aos conservacionistas mostrar para as pessoas a conexão entre uma espécie carismática, as outras espécies, o homem e o ambiente como um todo (Foto Dr. José Carlos Motta Jr. - USP).*

Os Problemas das Pequenas Populações

Como regra geral, um plano de conservação para uma espécie ameaçada requer que o maior número possível de indivíduos seja preservado em um habitat protegido. Entretanto, essa afirmação genérica não prevê diretrizes específicas para apoiar planejadores, administradores, políticos e biólogos da vida silvestre em suas tentativas de evitar a extinção das espécies. O problema é agravado pelo fato de que planejadores freqüentemente atuam sem um entendimento adequado da extensão e das necessidades dos habitats. Por exemplo, os 5.300 ha da Reserva Biológica de Poço das Antas (RJ), onde vivem aproximadamente 400 Micos-Leões-Dourados, são suficientes para sua preservação, ou seria necessário que seu habitat fosse preservado para um número de 500, 5.000, 50.000, ou ainda mais indivíduos? Além disso, os planejadores devem conciliar demandas conflitantes sobre recursos limitados – um problema bem evidenciado no debate sobre as alterações no Código Florestal, que coloca frente a frente a questão vegetação nativa versus área agricultável.

Em um trabalho pioneiro, Shaffer (1981) definiu o número de indivíduos necessário para assegurar a sobrevivência de uma espécie como sendo sua **população viável mínima (PVM)**: “Uma população viável mínima para qualquer espécie em um determinado habitat é a menor população isolada que tenha 99% de chances de continuar existindo por 1.000 anos, a despeito dos efeitos previsíveis de estocasticidade genética, ambiental e demográfica, e de catástrofes naturais”. Em outras palavras, uma PVM é a menor população que tenha uma grande chance de sobrevivência no futuro. Shaffer enfatizou a natureza especulativa dessa definição, afirmando que as probabilidades de sobrevivência poderiam ser estabelecidas em 95%, 99%, ou qualquer outra porcentagem, e que o tempo poderia do mesmo modo ser ajustado, por exemplo, para 100 ou 500 anos. O ponto-chave da PVM é que ela permite uma estimativa para se quantificar os indivíduos necessários para que uma espécie seja preservada (Menges, 1991).

Shaffer (1981) compara os esforços de proteção da PVM com os esforços de controle de inundações. Ao planejar sistemas de controle de inundações e regular a construção em áreas alagáveis, não basta ter como ponto de referência a média anual de densidade pluviométrica. É necessário planejar para prevenir inundações sérias, mesmo que estas ocorram somente uma vez a cada 50 anos. Do mesmo modo, em relação aos sistemas naturais de proteção, entendemos que certos eventos catastróficos, tais como grandes furacões, terremotos, incêndios em florestas, erupções vulcânicas, epidemias e desaparecimento progressivo de fontes de alimentos, podem ocorrer em intervalos até mesmo maiores. Para se planejar a proteção a longo prazo de uma espécie ameaçada, nós não apenas temos que considerar as necessidades da espécie em anos normais, mas também em anos excepcionais. Em anos de seca, por exemplo, os animais podem migrar para bem mais além das suas áreas normais, a fim de obter a água que precisam para sobreviver.

Para se ter um número preciso da PVM de uma determinada espécie, é necessário um estudo demográfico detalhado da população e uma análise ambiental da área. Isto pode custar muito e exigir meses ou até mesmo anos de pesquisa (Thomas, 1990). Alguns biólogos têm sugerido de 500 a 1.000 indivíduos para vertebrados como o número a ser protegido, de modo geral. Esta quantia parece ser a adequada para que se consiga preservar uma variabilidade genética (Lande, 1988). Ao garantir este número, é possível, então, que um mínimo de indivíduos sobreviva em anos catastróficos e sua população retorne ao seu nível anterior. Para espécies com tamanhos populacionais extremamente variáveis, tais como certos invertebrados e

plantas anuais, tem-se sugerido a proteção de uma população de cerca de 10.000 indivíduos, como estratégia eficaz.

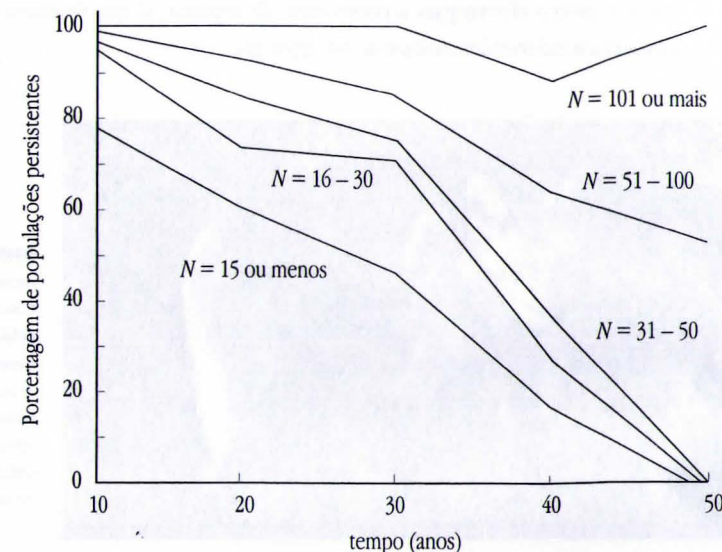
Uma vez que uma população viável mínima tenha sido determinada para uma certa espécie, a **área dinâmica mínima (ADM)**, ou seja, a extensão de habitat adequado para manter esta PMV pode então ser calculada. A ADM pode ser estimada através de um estudo dos tamanhos de áreas de habitação dos indivíduos e dos grupos (Thiollay 1989). As estimativas são de que reservas de 10,000 a 100,000 ha são necessárias para a preservação de populações de mamíferos de pequeno porte (Schonewald – Cox 1983). Já para a preservação das Onças do Pantanal, por exemplo, a superfície envolvida é enorme. Uma única onça ocupa 14.200 ha (Crawshaw e Quigley, 1991).

Um dos exemplos melhor documentados de determinação de densidade populacional viável mínima, vem de um estudo sobre a sobrevivência de 120 ovelhas (*Ovis canadensis*) nos desertos do Sudoeste dos Estados Unidos (Berger, 1990). Algumas dessas populações têm sido acompanhadas por até 70 anos. Uma observação surpreendente foi a de que 100% das populações com menos de 50 indivíduos se extinguíram em 50 anos, enquanto que quase todas as populações acima de 100 sobreviveram nesse mesmo período de tempo (figura 3.2). Estudos em campo e a longo prazo, com

pássaros das Ilhas do Canal da Mancha, evidenciam a necessidade de grandes populações para garantia de sua sobrevivência. Somente as populações acima de 100 pares tiveram uma chance maior que 90% de sobrevivência ao longo de 80 anos (Jones e Diamond, 1976). Entretanto, não devemos ignorar totalmente as populações pequenas: muitas populações de pássaros têm aparentemente sobrevivido por 80 anos com 10 ou menos casais.

Apesar das exceções, as grandes populações são necessárias para a proteção da maioria das espécies, e as espécies com baixa densidade demográfica encontram-se em perigo ainda maior de extinção. As pequenas populações estão sujeitas a um rápido declínio em número e à extinção local, devido a 3 razões principais: problemas resultantes da perda de variabilidade genética, endogamia e deriva genética; flutuações demográficas devido a variações ao acaso, nas taxas de nascimento e mortalidade; flutuações ambientais devido às variações de ação predatória, competição, incidência de doenças e suprimentos de alimentos, assim como catástrofes naturais resultantes de eventos singulares em intervalos irregulares, tais como incêndios, enchentes ou secas.

FIGURA 3.2. Relação entre a densidade demográfica da ovelha *Ovis canadensis* e a porcentagem de populações que sobrevivem ao longo do tempo. Os números no gráfico indicam o tamanho da população (N). Quase todas as populações com mais de 100 ovelhas sobreviveram mais de 50 anos, enquanto populações com menos de 50 se extinguíram no mesmo período. (Berger, 1990)



Perda de variabilidade genética

A variabilidade genética é importante porque permite que as populações se adaptem a um ambiente em transformação (*ver Capítulo 1*). Indivíduos com certos alelos ou combinações de alelos podem ter exatamente as características necessárias para sobreviver e reproduzir em situações novas. Dentro de uma população, certos alelos podem ter uma frequência que varia de comum a muito rara. Em populações pequenas, as frequências podem ser diferentes de uma geração para outra, aleatoriamente, dependendo simplesmente do acasalamento e reprodução dos indivíduos. Este é um processo conhecido como deriva genética. Quando a frequência de um alelo em uma população pequena é baixa, este tem grandes possibilidades de se perder a cada geração que passa. Considerando, teoricamente, uma população isolada na qual há dois alelos por gene, Wrigth (1931) propôs uma fórmula para expressar a expectativa de declínio de heterozigotidade (indivíduos possuindo duas formas diferentes de alelo do mesmo gene) por geração (ΔF) para uma população de adultos procriadores (N_e):

$$\Delta F = \frac{1}{2N_e}$$

De acordo com essa equação, uma população de 50 indivíduos demonstraria um declínio em heterozigotidade de 1% (1/100) por geração, devido à perda de alelos raros. Uma população de 10 indivíduos teria um declínio de 5% (1/20, ou 5/100) por geração (*figura 3.3*).

Esta fórmula demonstra que perdas significativas de variabilidade genética podem ocorrer em populações pequenas isoladas. Entretanto, a migração de indivíduos entre populações e a mutação regular de genes tendem a aumentar a variabilidade genética em uma população e a equilibrar os efeitos da deriva genética. Mesmo uma baixa frequência de movimento entre populações minimiza a perda de variabilidade genética associada à pequena densidade demográfica (Lacey, 1987). Se apenas um novo imigrante chegar, a cada geração, em uma população isolada de cerca de 100 indivíduos, a deriva genética será mínima. Tal **fluxo genético** parece ser o principal fator preventivo da perda de variabilidade genética nos tentilhões das ilhas de Galápagos (Grant e Grant, 1992). Embora as taxas de mutação encontradas na natureza – cerca de 1 em 1.000 até 1 em 10.000 por gene, por

geração – possam compensar as perdas randômicas de alelos em grandes populações, elas não afetam a deriva genética em populações pequenas de aproximadamente 100 ou menos indivíduos.

Além das teorias e simulações, dados de campo também demonstram que uma baixa densidade demográfica leva a população a uma perda mais rápida de alelos. Em uma espécie de conífera da Nova Zelândia, populações pequenas sofreram perdas muito maiores de variabilidade genética do que grandes populações (Billington, 1991). Quando 11 pares de espécies de plantas foram comparados, todas as espécies raras apresentaram variabilidade genética menor do que as espécies comuns do mesmo gênero (Karron, 1987). Uma extensa revisão de estudos sobre variabilidade genética em plantas, demonstrou que apenas 8 de 113 espécies não tinham variabilidade genética mensurável, e que a maioria dessas 8 espécies eram de ocorrência limitada (Hamrick e Godt, 1989).

Pequenas populações sujeitas à deriva genética são mais suscetíveis a efeitos genéticos deletérios, tais como depressão endogâmica, perda da flexibilidade evolucionária e depressão exogâmica. Estes fatores podem contribuir para um declínio no tamanho da população e para uma maior probabilidade de

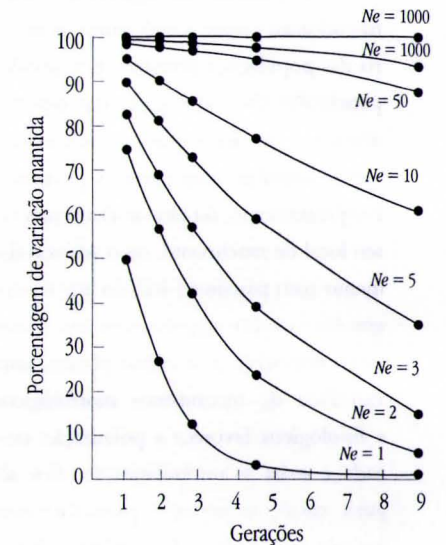


FIGURA 3.3. A variabilidade genética é perdida aleatoriamente com o passar do tempo, através da deriva genética. Este gráfico mostra a porcentagem média de variabilidade genética restante após 10 gerações em populações hipotéticas de várias densidades demográficas (N_e). Após 10 gerações, há uma perda de variabilidade genética de aproximadamente 40% em uma população de dez indivíduos; 65% em uma densidade demográfica de cinco; e 95% em uma população com dois indivíduos.

extinção (Ellstrand e Elam 1993; Thornhill 1993; Loeschcke et al. 1994).

Depressão endogâmica. Vários mecanismos evitam a endogamia na maioria das populações silvestres. Em grandes populações da maior parte das espécies animais, os indivíduos normalmente não se acasalam com parentes próximos. Frequentemente, ou eles se dispersam do seu local de nascimento, ou o seu acasalamento com parentes é inibido por odores que são únicos e singulares, ou por outras pistas sensoriais. Em muitas plantas, uma variedade de mecanismos morfológicos e fisiológicos favorece a polinização cruzada e evita a autopolinização. Em alguns casos, entretanto, particularmente quando a densidade demográfica é baixa e nenhum outro acasalamento é possível, estes mecanismos não conseguem evitar a endogamia. O acasalamento entre parentes próximos, tais como pais e suas crias, irmãos e primos, e a auto-fertilização em espécies hermafroditas podem resultar em **depressão endogâmica**, caracterizada por um número menor de cria ou por uma cria fraca e estéril (Ralls et al., 1988). Por exemplo, plantas da gilia escarlate (*Ipomopsis aggregata*) provenientes de populações com menos de 100 indivíduos, produzem sementes menores com uma taxa inferior de germinação e apresentam suscetibilidade maior ao estresse ambiental

do que as de populações maiores (Heschel e Paige, 1995). Tais sintomas, associados à depressão endogâmica e perdas de variação genética, diminuem quando plantas de populações pequenas são polinizadas por cruzamento com o pólen de plantas de grandes populações.

A explicação mais plausível para a depressão endogâmica é que ela permite a presença de alelos nocivos herdados de ambos os pais (Charlesworth e Charlesworth, 1987; Barrett and Kohn, 1991:). A depressão endogâmica pode ser um problema grave para pequenas populações que vivem em cativeiro em zoológicos e em programas de criação doméstica, e também parece ser significativa em algumas populações selvagens (Jiménez et al., 1994; Keller et al., 1994).

Depressão exogâmica. Indivíduos de diferentes espécies raramente se acasalam no ambiente selvagem, devido a um número de mecanismos comportamentais, fisiológicos e morfológicos que assegura que o acasalamento aconteça somente entre os de uma mesma espécie. Entretanto, quando uma espécie é rara ou seu habitat é danificado, o acasalamento exogâmico – acasalamento entre espécies diferentes – pode ocorrer. Os indivíduos, incapazes de encontrar parceiros

dentro de suas próprias espécies, podem acasalar-se com uma espécie próxima. A cria resultante é frequentemente fraca ou estéril devido à falta de compatibilidade dos cromossomos e dos sistemas enzimáticos herdados de seus pais diferentes, uma condição conhecida como **depressão exogâmica** (Templeton, 1986; Thornhill, 1993). Esta cria híbrida pode também não ter mais a combinação precisa de genes que permitiria aos indivíduos sobreviverem em determinadas condições locais. A depressão exogâmica pode também ocorrer como resultado de um acasalamento entre subespécies diferentes, ou até mesmo acasalamentos entre genótipos divergentes ou populações da mesma espécie. Os programas de criação em cativeiro devem atentar para a depressão exogâmica, evitando a parceria de indivíduos provenientes de pontos geográficos extremos.

A depressão exogâmica pode ser particularmente importante nas plantas, nas quais a seleção do parceiro é, até certo ponto, uma questão de movimento aleatório do pólen (Waser e Price, 1989). Uma espécie de planta rara que cresça perto de uma outra espécie comum com a qual ela seja aparentada, pode ser dominada pelo pólen da espécie comum. Isto pode levar a uma procriação estéril ou a uma indefinição dos limites das espécies (Ellstrand, 1992). Situações como esta podem estar ocorrendo em locais como o Câmpus da Unicamp, em Campinas-SP, que concentra inúmeras espécies de todo o Brasil, trazidas por décadas pelo Prof Hermógenes Leitão (veja Capítulo 2). Ainda que a depressão exogâmica possa representar algum problema local, especialmente em arboretos, estes locais representam uma oportunidade única para educação dos novos conservacionistas. A depressão exogâmica, apesar de representar um perigo possível, parece causar bem menos problemas do que a depressão endogâmica.

Perda da flexibilidade evolucionária. Alelos raros e combinações incomuns de alelos que, em determinado momento, não oferecem vantagem alguma, podem mais tarde ser considerados adequados para determinadas condições ambientais. A perda de variabilidade genética em uma população pequena pode limitar a habilidade da população em conviver com as mudanças a longo prazo do ambiente, tais como poluição, novas doenças ou mudança climática global (Allendorf e Leary, 1986). Sem variabilidade genética suficiente, uma espécie pode chegar à extinção.

Tamanho efetivo de população.

Quanto indivíduos são necessários para manter a variabilidade genética de uma população? Franklin (1980) sugeriu que 50 indivíduos poderia ser o número mínimo necessário para manter a variabilidade genética. Este número foi baseado na experiência prática de criadores de animais, que indica que os animais podem ser mantidos com uma perda de 2% a 3% de sua variabilidade por geração. A fórmula de Wright mostra que uma população de 50 indivíduos perderá apenas 1% de sua variabilidade por geração. Portanto, o uso dessa fórmula nos daria uma margem pequena de erro. Entretanto, uma vez que essa fórmula é baseada no trabalho com animais domésticos, sua aplicabilidade para as inúmeras espécies silvestres é incerta. Usando dados sobre taxas de mutação em moscas de frutas (*Drosophila. sp.*), Franklin (1980) sugeriu, que nas populações de 500 indivíduos, a taxa de nova variabilidade genética resultante da mutação, poderia equilibrar a variabilidade que se perde devido à densidade demográfica. Esse conceito é conhecido como a regra de 50/500: as populações isoladas precisam ter, pelo menos, 50 indivíduos, e pref-

erencialmente 500, para manter sua variabilidade genética.

A regra de 50/500 é difícil de se aplicar na prática, porque ela supõe que uma população é composta de N indivíduos, onde todos têm uma probabilidade igual de acasalamento e de procriação. Entretanto, em uma população, muitos indivíduos não procriam devido a fatores tais como idade, saúde, esterilidade, desnutrição, tamanho reduzido, ou estruturas sociais que não permitem que alguns animais encontrem parceiros. Como resultado desses fatores, a **tamanho efetivo de população** (N_e) de indivíduos reprodutores é, com frequência, muito menor do que a verdadeira densidade populacional. Uma vez que a taxa de perda de variabilidade genética é baseada na densidade demográfica eficaz, a perda de variabilidade genética pode ser bem acentuada, mesmo quando o tamanho populacional real é muito maior (Kimura e Crow, 1963; Lande e Barrow-Clough, 1987; Nunney e Elam, 1994). Uma densidade demográfica eficaz e menor do que a esperada pode ocorrer em qualquer das seguintes circunstâncias:

Proporção desigual de sexos. Por puro acaso, a população pode ter números desiguais de machos e fêmeas. Se, por exemplo, uma população de uma espécie de ave monogâmica (na qual um macho e uma fêmea têm uma relação duradoura) tem 20 machos e 6 fêmeas, somente 12 indivíduos estarão envolvidos na atividade de acasalamento. Neste caso, a densidade demográfica eficaz é 12, não 26. Em outras espécies animais, os sistemas sociais podem não permitir que muitos indivíduos se acasalem, embora eles sejam fisiologicamente capazes: no caso de elefantes marinhos, por exemplo, um macho dominante pode controlar um grande grupo de fêmeas e não permitir que outros machos se acasalem.

O efeito de números desiguais de machos e fêmeas em acasalamento sobre o N_e pode ser descrito pela fórmula geral:

$$N_e = \frac{4N_m N_f}{N_m + N_f}$$

onde N_m e N_f são, respectivamente, os números de machos e de fêmeas que se acasalam na população. Em geral, como a proporção de gênero de indivíduos que se acasalam torna-se cada vez mais desigual, a proporção da densidade demográfica eficaz quanto ao número de indivíduos reprodutores também diminui (N_e/N).

Variação na reprodução. Em muitas espécies, o número de crias varia substancialmente entre os indivíduos. Isto é particularmente verdadeiro em plantas, onde alguns indivíduos podem produzir algumas sementes enquanto outros produzem milhares de sementes. A procriação desigual leva a uma redução substancial do N_e , porque alguns indivíduos de uma geração atual serão representados desproporcionalmente no pool genético da próxima geração (Crow e Morton, 1955).

Flutuações de população e "bottlenecks". Em algumas espécies, a densidade demográfica varia drasticamente de geração para geração. Exemplos particularmente bons de populações com tal variação são as borboletas, as plantas anuais e os anfíbios (Pechmann et al. 1991). Nas populações que apresentam tais flutuações extremas, a densidade demográfica eficaz fica entre o maior e o menor número de indivíduos. Entretanto, a densidade tende a ser determinada pelos anos, com os números mais reduzidos. Um único ano em que a população foi drasticamente reduzida, o valor de N_e será substancialmente diminuído.

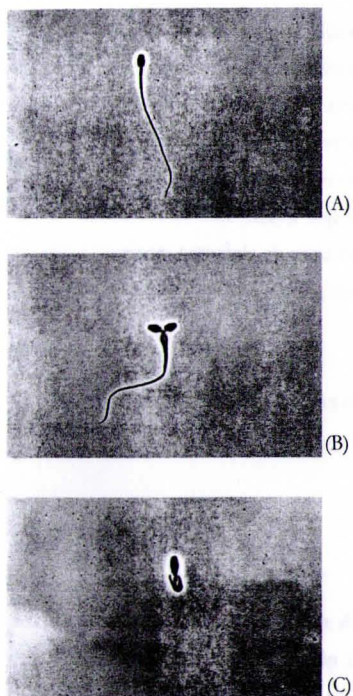


FIGURA 3.5. Leões de populações isoladas e endogâmicas encontrados na Cratera Ngorongoro, na Tanzânia, apresentam um alto nível de anormalidades de esperma. (A) Esperma de um leão normal. (B) Esperma Bicefálico ("duas cabeças"). (C) Esperma não funcional com um flagelo em forma de espiral. (Fotografia de D. Wildt.).

Este princípio tem relação com um fenômeno chamado de **efeito bottleneck** (*gargalo de garrafa*). Quando uma população é muito reduzida em tamanho, alelos raros se perdem se nenhum dos indivíduos que os possuem sobrevive e reproduz (Carson, 1983). Com menos alelos presentes e um declínio na heterozigosidade, a adequação média dos indivíduos na população pode diminuir. Uma categoria especial de bottleneck, conhecida como **efeito fundador**, ocorre quando alguns indivíduos deixam uma grande população para estabelecer uma nova população. A nova população freqüentemente tem menos variabilidade genética do que a população original.

Os leões da Cratera de Ngorongoro, na Tanzânia, são um exemplo bem estudado de afunilamento genético (Packer et al., 1991; Packer, 1992). A população de leões era de 60 a 75 indivíduos até a disseminação de moscas em 1962, que reduziu a população para 9 fêmeas e 1 macho. Dois anos mais tarde, 7 outros machos imigraram para esta cratera, não havendo mais imigração desde então. O número reduzido de fundadores, o isolamento da população, e a variação no sucesso da reprodução entre os indivíduos, aparentemente, criaram um afunilamento genético, embora a população tenha subseqüentemente aumentado de 75 para 125. Em comparação com a grande população de leões de Serengeti, próxima da região, os leões da cratera mostraram variabilidade genética reduzida, altos níveis de anormalidades de esperma (figura 3.5) e reduzidas taxas de reprodução.

Variação demográfica

Em um ambiente estável ideal, uma população aumentará até que atinja a capacidade de carga do ambiente. Neste ponto, a taxa média de nascimento por indivíduo é igual à taxa de mortalidade, e não há nenhuma alteração no tamanho da população. Em uma população real, entretanto, os indivíduos geralmente não produzem o número médio de crias, mas podem ou não procriar, procriar abaixo da média, ou acima da média. A taxa média de nascimento é uma descrição apurada do que está ocorrendo em uma população, somente quando esta população é grande. Do mesmo modo, a taxa média de mortalidade de uma população pode ser determinada pelo estudo de grandes números de indivíduos.

Quando a densidade fica abaixo de 50 indivíduos, a variação nas taxas de nascimento e mortalidade começa a fazer com que o tamanho da população flutue aleatoriamente para cima ou para baixo. Se o tamanho da população diminui em um determinado ano devido a número médio maior de morte e um número médio menor de nascimento, a população resultante será ainda mais susceptível a flutuações demográficas nos anos seguintes. Flutuações aleatórias de aumento no tamanho da população estão sujeitas à capacidade de transporte do ambiente, e a população pode novamente entrar em declínio. Conseqüentemente, uma vez que a população se torna pequena devido à destruição e fragmentação do habitat, esta variação demográfica, também conhecida como estocasticidade demográfica, torna-se um fator importante, e a população tem uma probabilidade maior de se tornar extinta devido ao acaso. O risco de extinção é também maior em espécies que têm taxas baixas de nascimento, tais como as árvores de sombra, porque estas espécies levam mais tempo para se recuperar de uma redução ao acaso na sua densidade demográfica.

A proporção de sexos é uma questão fundamental para populações, especialmente as pequenas. Os últimos três indivíduos de uma margarida lacustre encontrados em Illinois-EUA foram incapazes de produzir sementes viáveis por ocasião de polinização cruzada porque pertenciam a um mesmo tipo auto-incompatível. Quando uma população se reduz a um número crítico, há a possibilidade de um declínio na taxa de nascimento devido a um desvio na proporção de sexos. Por este motivo, o Projeto TAMAR monitora cuidadosamente a proporção de sexo das tartarugas que nascem nos ninhos cuidados pelo projeto. A definição de sexo dos répteis ocorre em função da temperatura dos ninhos. Eventualmente, mudando a condição ambiental

dos ovos, pode-se diminuir a proporção de fêmeas em uma população, colocando-a em risco. Um caso interessante de relação entre ambiente e proporção de sexos ocorre com uma população de muriquis (*Brachyteles arachnoides*), na estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais. Em épocas favoráveis, a prole tende a ser maior e com mais proporção de fêmeas. Em épocas desfavoráveis, a prole tende a ser menor e com proporção de sexos equilibrada entre machos e fêmeas (Strier, 1999).

Em muitas espécies animais, pequenas populações podem se tornar instáveis devido ao colapso da estrutura social uma vez que a população cai a um nível inferior. Rebanhos de mamíferos de pastagem e ninhadas de pássaros podem se tornar incapazes de achar alimentação e de se defender contra ataques quando encontram-se em número reduzido. Animais que caçam em bandos, tais como os queixadas

e os leões, podem necessitar de um certo número de indivíduos para poderem caçar eficazmente. Muitas espécies animais que vivem em populações amplamente dispersas, como as onças ou baleias, podem se tornar incapazes de encontrar seus parceiros quando sua densidade populacional declina. Este fenômeno é conhecido como **efeito Allee**. Em plantas, à medida que sua população decresce, a distância entre elas aumenta; polinizadores podem deixar de visitar mais do que uma destas plantas espalhadas e isoladas, resultando em uma perda da produção de sementes (Bawa, 1990). Esta combinação de flutuações randômicas em características demográficas, taxas de gêneros desiguais, densidade demográfica reduzida, e a quebra de comportamento social contribuem para a instabilidade no tamanho da população, freqüentemente levando à extinção local.

Variação ambiental e catástrofes

A variação randômica ou ao acaso no ambiente biológico e físico, conhecida como **estocasticidade ambiental**, pode também causar variação no tamanho populacional de uma espécie. Por exemplo, a população de uma espécie de coelho ameaçada pode ser afetada por flutuações na população de uma espécie de veado que come os mesmos tipos de plantas que uma capivara, na população de uma es-

pécie de jaguatirica que caça as capivaras, e na presença de parasitas e doenças que afetam as capivaras. Flutuações no ambiente físico podem também influenciar fortemente a população de capivaras; a chuva durante um ano comum pode favorecer o crescimento de plantas e permitir que a população aumente, enquanto que os anos de seca podem limitar o crescimento da planta e fazer com que as capivaras passem fome.

Catástrofes naturais em intervalos imprevisíveis, tais como secas, tempestades, enchentes, terremotos, erupções vulcânicas, incêndios, e enfraquecimentos cíclicos na comunidade biológica, podem também causar flutuações drásticas nos níveis de população. Catástrofes naturais podem matar parte de uma população ou até mesmo eliminar a população inteira em uma área. Existem inúmeros exemplos de enfraquecimentos nas populações de grandes mamíferos, incluindo muitos casos nos quais 70%-90% da população morre (Young, 1994). Embora a probabilidade de ocorrer uma catástrofe natural em um ano qualquer seja pouca, sua chance aumenta em um período de décadas ou séculos.

Esforços exemplares, como os de Menges (1992) e outros, têm demonstrado que a variação ambiental randômica é geralmente mais importante do que a variação demográfica randômica, no aumento da probabilidade de extinção em populações de tamanho reduzido ou moderado. Nestes modelos, a variação ambiental aumenta, em muito, o risco de extinção mesmo em populações que apresentam crescimento populacional positivo sob a premissa de um ambiente estável (Mangel e Tier 1994). Em geral, a introdução de variação ambiental em modelos de população, tornando-os mais realistas, resulta em populações de taxas de crescimento mais baixas, diminui sua densidade demográfica, e aumenta as probabilidades de extinção. Menges (1992) introduziu variação ambiental em modelos de populações de plantas desenvolvidos a partir de parâmetros obtidos em populações de palmeiras. Quando apenas a variação demográfica era considerada, estes modelos de populações sugeriam que o tamanho mínimo de população viável, neste caso o número de indivíduos necessários para dar à população 95% de probabilidade de existência em 100 anos, era cerca de 140 indivíduos adultos. Quando uma variação ambiental moderada era incluída, entretanto, o tamanho mínimo de população viável aumentava para 380 indivíduos.

Vórtices da extinção

Quanto menor a população se torna, mais vulnerável ela fica à variação demográfica, variação ambiental e fatores genéticos, que tendem a reduzir o seu tamanho ainda mais. Esta tendência das populações pequenas ao declínio e rumo à extinção tem sido relacionada a um **vórtice de extinção** (Gilpin e Soulé, 1986). Por exemplo, uma catástrofe natural, uma nova doença, uma perturbação humana poderiam levar uma grande população a um número reduzido. Esta pequena população poderia então passar por depressão endogâmica, resultando em uma taxa de sobrevivência juvenil reduzida. Este aumento na taxa de mortalidade poderia resultar em uma população ainda menor e em mais acasalamento interno. Da mesma forma, a variação demográfica aleatória reduz com frequência o tamanho populacional, levando a flutuações demográficas ainda maiores e a uma maior probabilidade de extinção. Estes três fatores – variação ambiental, variação demográfica e a perda de variabilidade genética – agem em conjunto, de forma que um declínio no tamanho da população causado por um destes fatores aumentará a vulnerabilidade da população a outros fatores (figura 3.6). Uma vez que uma população tenha sido diminuída, ela provavelmente se tornará extinta, a menos que condições altamente favoráveis permitam que ela aumente de tamanho. Tais populações exigem um programa cuidadoso de manejo de população e de habitat para re-

duzir a variação ambiental e demográfica e, desta forma, minimizar os efeitos de ser uma população de tamanho reduzido.

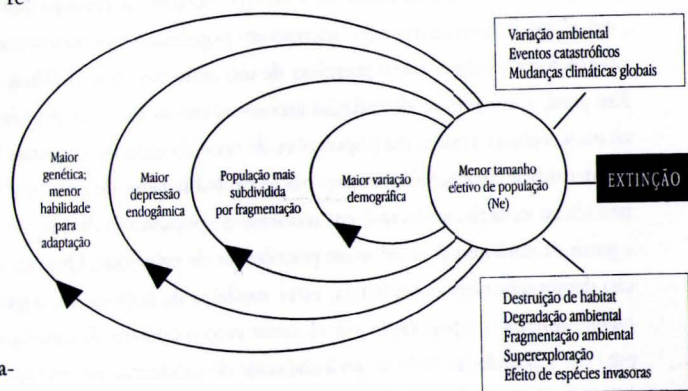


FIGURA 3.6. Vórtices de extinção reduzem progressivamente o tamanho populacional, levando a extinções locais de espécies. Uma vez que uma população tem seu número reduzido, ela entra em um vórtice, no qual os fatores que afetam populações pequenas tendem a, progressivamente, diminuir seu tamanho. (Gilpin e Soulé 1986, e Guerrant 1992.)

História Natural e Auto-ecologia

A solução para proteger e manejar uma espécie rara ou ameaçada é entender sua relação biológica com o seu ambiente e a situação atual de sua população. Esta informação é geralmente chamada de **história natural**, ou algumas vezes, simplesmente de **ecologia** das espécies, enquanto que, como disciplina científica que estuda as espécies individuais, é conhecida como **auto-ecologia**. Com informações a respeito da história natural de uma espécie rara, os manejadores podem conservar as espécies e identificar os fatores que as colocam em risco de extinção (Gilpin e Soulé, 1986).

A seguir apresentamos as categorias de perguntas auto-ecológicas que precisam ser respondidas, a fim de que se possa planejar e implementar esforços eficazes de conservação em nível de população. Para a maioria das espécies, apenas algumas dessas perguntas podem ser respondidas sem maiores investigações. As decisões sobre manejo, entretanto, freqüentemente têm que ser tomadas antes que estas informações estejam disponíveis ou enquanto elas estão sendo coletadas. Quais os tipos de respostas que devem ser reunidas, obviamente depende das características das espécies.

- **Ambiente.** Quais são os tipos de habitat nos quais as espécies são encontradas e quanto há em área para cada uma delas? Como o ambiente varia no tempo e no espaço? Com que frequência o ambiente é afetado por perturbações catastróficas?
- **Distribuição.** Onde a espécie é encontrada em seu habitat? A espécie se desloca ou migra entre os habitats ou para diferentes áreas geográficas durante o curso de um dia ou durante o período de um ano? A espécie é bem-sucedida na colonização de novos habitats?
- **Interações bióticas.** Que tipos de alimento e outros recursos a espécie necessita? Que outras espécies competem com esta espécie nesses recursos? Quais são os predadores, as pestes e parasitas que afetam o tamanho de sua população?
- **Morfologia.** Como a forma, tamanho, cor e textura dos indivíduos dessa espécie permitem sua existência em seu ambiente?
- **Fisiologia.** Qual a quantidade de alimento, água, minerais e de outras necessidades que um indivíduo dessa espécie precisa para sobreviver, crescer e reproduzir-se? Qual a eficiência deste indivíduo no uso desses recursos? Qual a vulnerabilidade dessa espécie a condições extremas de clima, tais como calor, frio, vento e chuva?

- **Demografia.** Qual é o tamanho atual da população e qual era no passado? O número de indivíduos é estável, está aumentando ou diminuindo?
- **Comportamento.** Como as ações de um indivíduo dessa espécie permitem que ele sobreviva em seu ambiente? Como os indivíduos em uma população se acasalam e têm filhotes? De que forma os indivíduos de uma espécie interagem entre si, tanto de forma cooperativa como de forma competitiva?
- **Genética.** Quanto de variação nas características morfológicas e fisiológicas entre os indivíduos é controlada geneticamente?

Coleta de informações sobre a história natural

As informações básicas necessárias para conservar uma espécie ou determinar sua situação podem ser obtidas de três principais fontes.

- **Literatura publicada.** Os índices bibliográficos tais como *Biological Abstracts* (Resumos Biológicos) ou *Zoological Record* (Registros Zoológicos), normalmente acessíveis pelo computador, são um acesso fácil a uma variedade de livros, artigos e relatórios. A Internet proporciona cada vez mais o acesso a banco de dados, boletins eletrônicos e discussões em grupos especializados. Às vezes as seções das bibliotecas têm esse material reunido de forma que encontrando um livro este leva a outros livros. Além disso, uma vez que uma referência-chave é obtida, sua bibliografia pode freqüentemente ser usada para descobrir outras referências úteis. O Web of Science, recentemente disponibilizado para as Universidades Brasileiras, é outro instrumento poderoso para procurar literatura correspondente. Por exemplo, procurando no Web of Science o nome de Paulo Oliveira, autor de vários trabalhos científicos sobre formigas, podem ser localizados outros trabalhos recentes sobre formiga que citam os trabalhos desse autor.
- **Literatura não publicada.** Um volume considerável de informações sobre biologia de conservação está contido em relatórios não publicados feitos por pessoas, agências governamentais e organizações de conservação. Este tipo de documento é citado, às vezes, em literaturas públicas ou mencionados por autoridades da área, em discussões e palestras. Freqüentemente, um relatório oral conhecido pode ser obtido através de contato direto com o autor ou com organizações de conservação.

- **Trabalho de campo.** A história natural de uma espécie normalmente pode ser conhecida através de cuidadosas observações de campo. O trabalho em campo é freqüentemente necessário, pois apenas uma pequena porcentagem das espécies do mundo foi estudada e porque a ecologia de muitas espécies muda de um lugar para o outro. Somente em campo o estado de conservação de uma espécie e suas relações com o ambiente biológico e físico podem ser determinados. Enquanto muitas das informações sobre a história natural podem ser obtidas através de uma cuidadosa observação, muitas das outras estratégias usadas são técnicas, e podem ser melhor compreendidas pelo estudo desenvolvido sob a supervisão de um especialista ou através de leitura de manuais (por exemplo, Rabinowitz, 1993; Heyer et al., 1994).

Monitorando as populações

O modo para se conhecer a situação das espécies raras de interesse especial, é o seu censo no campo e o monitoramento de sua população ao longo do tempo. Fazendo repetida e regularmente o censo de uma população, as mudanças ocorridas através do tempo podem ser determinadas (Simberloff, 1988; Schemske et al., 1994). Somente censos efetuados a longo prazo podem distinguir as variações de curto prazo, devidas ao clima ou eventos naturais não previsíveis, das variações de longo prazo, causadas pelo impacto humano e com resultados marcantes para a população. (Pechmann et al. 1991; Cohn, 1994). O monitoramento é eficaz para mostrar a resposta de uma população às mudanças em seu ambiente; por exemplo, após a fragmentação de florestas na Amazônia ocorre um aumento na mortalidade, provavelmente relacionado com alterações no microclima (Lovejoy et al., 1986).

Os esforços de monitoramento podem também ser direcionados para espécies sensíveis, tais como as borboletas, usando-as como indicadores da estabilidade, a longo prazo, das comunidades ecológicas (Sparrow et al., 1994).

Estudos de monitoramento estão aumentando consideravelmente na medida em que as agências governamentais se tornam mais preocupadas em proteger as espécies raras e ameaçadas (Goldsmith 1991). Uma revisão dos projetos de

monitoramento de plantas raras e ameaçadas, nos Estados Unidos, mostrou um aumento fenomenal no número de projetos de pesquisas iniciados desde 1974 até 1984: apenas um projeto foi iniciado nos três anos de 1974 a 1976 enquanto que mais de 120 projetos iniciaram-se de 1982 até 1984 (Palmer, 1987). Os tipos mais comuns de projetos de monitoramento foram: inventários (40%) e estudos sobre populações demográficas (40%); os estudos sobre levantamentos (20%) foram em menor quantidade. No Brasil, o Departamento de Botânica da Universidade de Campinas foi responsável por inúmeros trabalhos de levantamentos de vegetação que se transformaram em teses de Mestrado e Doutorado. Em 1994, uma aluna sintetizou grande parte destes levantamentos através de análise multivariada (Siqueira, 1994).

Um **inventário** é simplesmente uma contagem do número de indivíduos de uma população. Repetindo um inventário em sucessivos intervalos de tempo, pode ser determinado se uma população permanece estável, se está aumentando ou diminuindo em número. Um inventário é um método barato e confiável, e responde perguntas tais como: Quantos indivíduos existem atualmente na população? Esta população tem permanecido estável em número durante o período

desse inventário? Os inventários realizados em uma área mais ampla podem ajudar a determinar a extensão de uma espécie e suas áreas de abundância em escala local.

Um **levantamento** de população envolve o uso de um método de amostragem repetidamente, para fazer uma estimativa da densidade de uma espécie em uma comunidade. Uma área pode ser dividida em parcelas de amostras e contado o número de indivíduos de cada parcela. A média dessas contagens pode ser usada para fazer uma estimativa do real tamanho da população. Os métodos de levantamento são usados quando a população ou sua extensão são muito grandes. Os métodos de levantamento são particularmente valiosos quando os estágios do ciclo de vida da espécie não são evidentes, são pequenos ou estão ocultos, assim como a semente, as fases de germinação de muitas plantas ou ainda as fases larvais dos invertebrados aquáticos.

Os **estudos demográficos** ocupam-se de indivíduos conhecidos de uma população para determinar suas taxas de crescimento, reprodução e sobrevivência. Indivíduos de todas as idades e tamanhos têm de ser incluídos em tais estudos. Podem ser estudadas tanto uma população completa, quanto uma amostra. No estudo de uma população completa, todos os indivíduos são contados, se possível têm sua idade determinada, são medidos, identifica-

dos por sexo e recebem uma etiqueta ou são marcados para futura identificação; suas posições no local são mapeadas e, às vezes, amostras de tecido são coletadas para análise genética. As técnicas usadas para se fazer um estudo de população variam dependendo das características da espécie e do objetivo do estudo. Cada disciplina tem sua própria técnica para estudar os indivíduos durante um determinado tempo: os ornitólogos etiquetam as pernas dos pássaros, os estudiosos de mamíferos muitas vezes colocam etiquetas nas orelhas dos animais e os botânicos colocam etiquetas de alumínio nas árvores (figura 3.7; veja Goldsmith, 1991). Informações provenientes de estudos demográficos podem ser usadas como fórmulas da história de vida para calcular a taxa de mudança da população e para identificar os estágios vulneráveis do ciclo de vida (Menges, 1986; Caswell, 1989).

Os estudos demográficos fornecem informações sobre a estrutura etária de

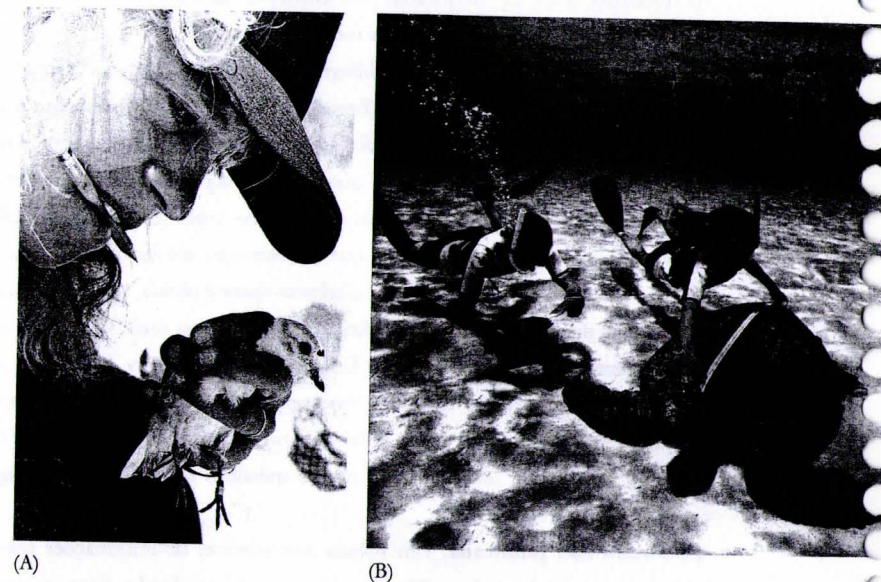


FIGURA 3.7. O monitoramento de populações requer técnicas próprias para cada espécie. (A) Uma ornitologista checa a saúde e peso de um pássaro da família Charadriidae em Cape Cod, EUA. Note a tarja de identificação na perna da ave. (Foto de Laurie Melvor).

(B) O projeto Tamar conduz freqüentes atividades de monitoramento das populações de tartarugas ao longo de toda costa brasileira. (Foto Gustavo Marcondi)

uma população. Uma população estável tipicamente tem uma distribuição etária com uma proporção característica de jovens, jovens adultos e adultos mais velhos. A ausência ou um número baixo de qualquer uma das faixas etárias, especialmente a de jovens, pode indicar que a população corre o perigo de declínio. Da mesma forma, um grande número de jovens e adultos jovens pode indicar que a população é estável ou está se expandindo (algumas populações, no entanto, podem passar por fases onde o número de jovens é menor que o de adultos, e ainda assim estarem estáveis a longo prazo). Somente a análise cuidadosa, a longo prazo, desses dados ou das mudanças na população, ao longo do tempo, pode distinguir as flutuações a curto prazo das de longo prazo.

Os estudos demográficos podem ainda revelar as características espaciais de uma espécie, o que pode ser de grande importância para manter a viabilidade de determinadas populações. O número de populações da espécie, o movimento entre as populações e a estabilidade das populações no espaço e no tempo são considerações importantes, especialmente para espécies que aparecem num aglomerado de populações temporárias ou flutuantes, que estão ligadas pela migração e que são conhecidas como **metapopulações** (veja abaixo). A seguir, alguns exemplos de estudos de monitoramento de metapopulações.

- *Cuica* (*Micoureus demerarae*) (figura 3.8) Em um inventário realizado em dois fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, distantes 300 m um do outro, e de tamanhos de 7,1 e 8,8 ha, foram detectados 5 movimentos desta espécie entre fragmentos durante o período de observação. Curiosamente, só machos se movimentaram de um fragmento para outro, criando uma estrutura de metapopulação atípica, onde somente os machos dispersam (Pires e Fernandes, 1999)
- *Eichornia paniculata*. Este parente do aguapé é uma planta anual cujo habitat são áreas alagadas e pastos encharcados no semiárido nordestino brasileiro. Em quatro levantamentos, realizados entre 1982 e 1989, foram amostradas 167 populações isoladas. A taxa com que as populações se extinguem localmente é independente do tamanho inicial da população e do tempo desde o último levantamento. Por outro lado, a proporção de habitats ocupados por *Eichornia p.* em uma região, foi relacionada com a densidade de áreas nesta região. Nenhum habitat foi ocupado por *E. paniculata*. em regiões com menos de 0,18 habitats/Km². Isto mostra que *E. paniculata*. possui uma estrutura de metapopulação (Husband e Barrett, 1998).

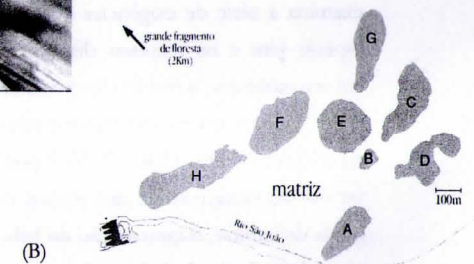
Os estudos de monitoramento estão tendo cada vez mais um papel impor-



(A)

FIGURA 3.8. (A) *Cuica* (*Micoureus demerarae*), espécie que possui estrutura de metapopulação, mostrando a razão do seu nome popular.

(B) Locais de estudo de *Micoureus demerarae*, mostrando a disposição espacial das subpopulações amostradas



(B)

tante para a biologia de conservação. O monitoramento já tem uma longa história em países temperados, onde um menor número de espécies coexiste com abundantes recursos para pesquisa, especialmente na Grã-Bretanha (Goldsmith, 1991). Na América do Norte, o estudo de **Criação de Pássaros** vem fazendo o censo de pássaros em cerca de 1.000 localidades durante os últimos 30 anos e estas informações estão sendo agora usadas para determinar a estabilidade, ao longo do tempo, das populações de pássaros canoros migrantes (James et al., no prelo). Alguns dos projetos de monitoramento mais elaborados estabeleceram locais permanentes de pesquisa, tais como 50 hectares na Ilha Barro Colorado, no Panamá, para monitorar as mudanças nas espécies e nas comunidades ao longo do tempo (Condit et al., 1992; Dallmeier, 1992). Esses estudos mostraram que muitas árvores tropicais e espécies de pássaros são mais dinâmicas em número do que se havia imaginado anteriormente (Bierregaard et al., 1992; Primack, 1992; Primack e Hall, 1992), sugerindo que as estimativas de PMV precisam ser revisadas e melhoradas.

Análise da viabilidade de população

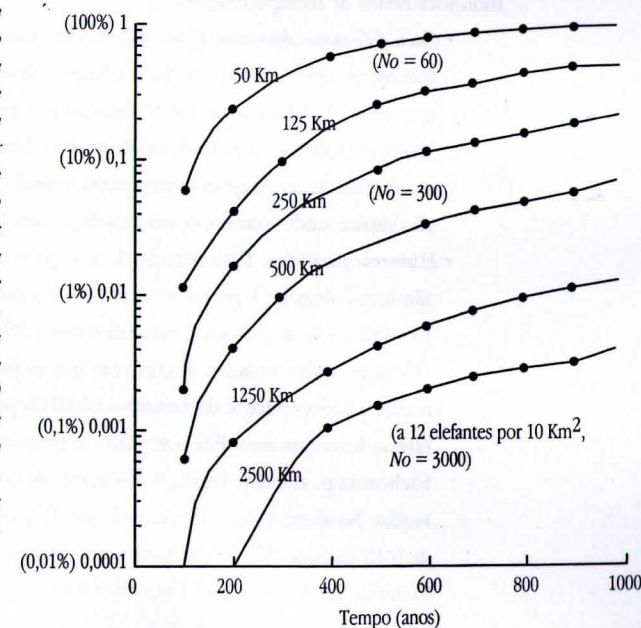
A análise de viabilidade de população (AVP) é uma extensão da análise demográfica que busca determinar se uma espécie tem habilidade de sobreviver em um ambiente (Shaffer, 1991; Boyce, 1992; Ruggiero et al., 1994). A AVP é um método pelo qual se examina a série de exigências que uma espécie tem e os recursos disponíveis em seu ambiente, a fim de identificar estágios vulneráveis na sua história natural (Gilpin e Soulé, 1986). A AVP pode ser útil na compreensão dos efeitos de perda de habitat, fragmentação do habitat, e degradação do habitat de uma espécie rara, embora a AVP esteja ainda sendo desenvolvida como abordagem para prever a sobrevivência das espécies, e ainda não tenha uma metodologia padrão ou uma estrutura estatística (Shaffer, 1990; Thomas, 1990; Burgman et al., 1993). seus métodos de examinar sistemática e extensivamente os dados das espécies são uma complementação natural da auto-ecologia, da pesquisa da história natural e dos estudos demográficos. No entanto, tais tentativas de se usar a estatística para prever as tendências futuras em densidades demográficas de populações devem ser usadas com cuidado e com uma boa

dose de bom senso, no que diz respeito ao impacto da ação humana nas espécies (Harcourt, 1995).

Já existem várias tentativas de uso de análise de viabilidade populacional. Um dos exemplos mais completos de AVP, combinando análises demográficas com sensoriamento remoto, é um estudo realizado com o Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*), encontrado na Reserva Biológica de Poço das Antas. Existem 559 Micós-Leões-Dourados na natureza, divididos em 103 grupos e ocupando uma área total de 10.500 ha. Segundo Kierulff (1993), esses indivíduos estão divididos em quatro populações e foram encontrados, também, 12 grupos isolados em "ilhas" de mata. Maria Cecília Kierulff determinou que nenhuma população de Mico-Leão-Dourado possui tamanho efetivo suficiente para evitar futuros efeitos de consanguinidade. Exceto a população formada pelos grupos da Reserva Biológica de Poço das Antas e áreas vizinhas, as populações de *L. rosalia* extinguir-se-ão em poucos anos.

Esforços de conservação em nome do elefante africano têm assumido importância internacional por causa do declínio vertiginoso da espécie em números e sua importância simbólica como representante da vida silvestre em todo o mundo. Uma análise de viabilidade populacional das populações de elefantes em terras semi-áridas no Parque Nacional Tsavo, no Kenya, indicou que o tamanho mínimo de reserva de 2.500 Km² é necessário para atingir uma probabilidade de subsistência da população de 99% para 1.000 anos (figura 3.9; Armbruster and Lande, 1993). Nas densidades com aproximadamente 12 animais para 10 Km², isso significa uma densidade demográfica inicial de cerca de 3.000 animais. No tamanho dessa reserva, a população poderia tolerar um nível modesto de extração sem aumentar substancialmente aumentar sua probabilidade de extinção.

FIGURA 3.9. A probabilidade cumulativa de extinção (na escala log) com o passar do tempo para populações de elefantes em áreas protegidas de tamanhos diferentes. Com uma densidade de 12 elefantes por 10 Km², uma área protegida de 2.500 Km² tem uma população inicial (N₀) de 3.000 elefantes; a probabilidade de extinção em 100 anos é próxima a 0%, e em 1.000 anos é apenas 0,4%. Uma população em uma área protegida de 250 Km² com uma população inicial de 300 elefantes tem uma probabilidade de 20% de extinção em 1000 anos. (De acordo com Armbruster e Lande, 1993).



Quadro 3.1. - Reestabelecendo os Micos-Leões-Pretos*(Leontopithecus chrysopygus)*

Claudio Valladares-Padua, PhD, UnB e IPÊ

Suzana Padua, MSc, IPÊ

Cristiana Saddy Martins, MSc, IPÊ

Laury Cullen Jr., MSc, IPÊ

Os micos-leões-pretos foram considerados como extintos entre o início do século 20 e o ano de 1971 quando foram redescobertos pelo pesquisador brasileiro Ademar Coimbra-Filho no Parque Estadual do Morro do Diabo no Estado de São Paulo. Nos anos 70 e começo dos anos 80 uma série de levantamentos realizados pelo próprio Professor Coimbra-Filho, então associado ao pesquisador norte-americano Russell Mittermeier, concluíram pela existência de apenas 100 indivíduos na Natureza distribuídos entre o Parque do Morro do Diabo e a Estação Ecológica dos Caetetus.

No começo da década de 80, a Cia Energética de São Paulo - CESP construía três usinas hidrelétricas próximo ao Morro do Diabo. A menor delas, a Usina de Rosana, iria inundar 10% do melhor habitat dos micos-leões-pretos naquele Parque. A CESP, preocupada com as consequências que poderia advir sobre os micos nos levou ao Pontal para participar do planejamento e execução da operação de resgate que se sucederia. Não só participamos dessa primeira fase como decidimos criar um projeto conservacionista de longa duração para os micos-leões-pretos.

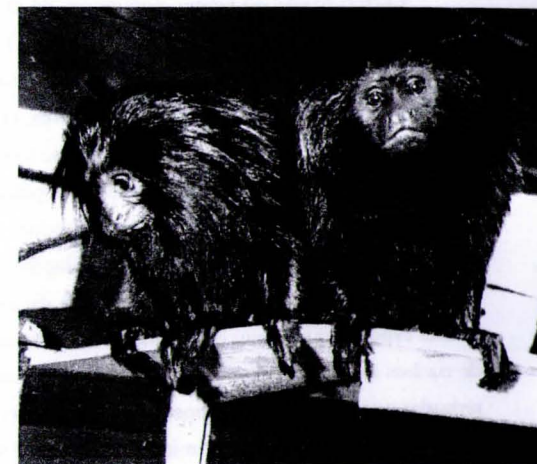
O projeto mico-leão-preto como ficou conhecido traçou um plano de pesquisas e manejo para os próximos dez anos que incluía:

Levantamentos e Censos	Genética	Demografia	Ecologia e Comportamento
Cativeiro	Educação Ambiental	Restauração de Habitat	Manejo por Movimentação

Os primeiros passos desse plano não foram muito bem sucedidos. Os levantamentos e censos não puderam indicar a existência de nenhuma outra sub-população, e um inventário da situação genética baseado em vinte e cinco enzimas do sangue das duas populações conhecida à época, indicaram que a mesma encontrava-se geneticamente bastante depauperada, possuindo 0% de polimorfismo e 0% de heterozigose. Em 1987, começamos uma das fases mais bem sucedidas do projeto, com a criação quase concomitantemente, de um estudo comparativo intra-específico de ecologia e comportamento e um programa de educação ambiental, ambos no Parque Estadual do Morro do Diabo e sua região de entorno. Os estudos de ecologia e comportamento nos indicaram que embora a espécie não demonstrasse variabilidade genética, ela possuía grande plasticidade ecológica e comportamental, podendo viver em diversos gradientes de habitat. O Programa de educação ambiental, entre muitos outros sucessos, nos indicou claramente que não conseguiríamos salvar a espécie, se não concentrássemos nossos esforços também numa mudança de comportamento das populações humanas nas regiões de ocorrência dos micos.

No começo da década de 90, já munidos de um conhecimento mais profundo sobre a ecologia e comportamentos dos micos, resolvemos retomar os levantamentos em busca de novas populações. Isso nos levou desde aquela época até agora a descoberta de oito novas populações e uma estimativa populacional bastante promissora de cerca de 1000 indivíduos. Os novos números trazem também nova esperança para a espécie. Uma análise de

viabilidade dessas sub-populações todavia, nos indica que somente a sub-população do Morro do Diabo tem alguma chance mesmo que remota de sobreviver sem nenhum tipo de manejo conservacionista. Ainda no começo dos anos 90, uma avaliação da situação da sub-população em cativeiro mostra que a mesma encontra-se na faixa dos 100 indivíduos e que necessita urgentemente da introdução de novos indivíduos vindos na Natureza para corrigir sua grande consanguinidade.



Foi nesse momento tomamos a decisão de enfocar o manejo conservacionista nas sub-populações da Natureza tratando-a como uma metapopulação (veja figura 3.10) e mantendo os animais de cativeiro confinados a um número máximo de 200 indivíduos (com uma diversidade genética de pelo menos 95%) em cerca de 10 instituições em todo o mundo. Esta estratégia considera a população em cativeiro, chamada de população núcleo, como uma sub-população da metapopulação (as outras sendo as demais sub-populações, àquelas confinadas a fragmentos florestais isolados) e assume que o fluxo gênico entre as sub-populações é parte da estratégia de conservação. Dessa maneira a população em cativeiro possuirá sempre uma alta proporção da diversidade de genes selvagens e com isso torna-se uma população auto-suficiente pode ser usada para repovoar a Natureza caso algum fator adverso obrigue-nos a tal.

Todo esse manejo requer um fluxo razoável de animais entre as diversas sub-populações. Para isso adotamos duas estratégias: a primeira envolve manejo de movimentação onde somos responsáveis pela transferência de animais e para tal utilizamos reintroduções, translocações e dispersão por manejo; na segunda, sempre que possível, estamos criando as condições para que o fluxo de animais se faça naturalmente. Estamos trabalhando com produtores rurais e assentados pela reforma agrária na restauração da paisagem florestal principalmente na região do Pontal. Como parte desse manejo, já foram realizadas duas translocações, uma reintrodução de grupos mistos de animais selvagens e nascidos em cativeiro e uma dispersão. Estão em andamento também o plantio de dois corredores florestais entre fragmentos.

Para concluir, podemos dizer que a principal lição que tiramos desse projeto é que para restabelecemos uma população viável de uma espécie ameaçada, cinco aspectos foram fundamentais: a) um conhecimento aprofundado da biologia da espécie; b) o manejo integrado na Natureza e em cativeiro, mas com ênfase na Natureza; c) o envolvimento das comunidades humanas da região de ocorrência, com programas de educação ambiental; e) uma visão conservacionista baseada na paisagem, com o uso de técnicas de extensão conservacionista na restauração do habitat e finalmente) o uso de manejo adaptativo com avaliações periódicas dos resultados.

A metapopulação

Com o passar do tempo, populações de uma espécie podem se tornar extintas em uma escala local, e novas populações podem se formar em outras áreas próximas. Estas espécies podem ser caracterizadas por uma ou mais populações **centrais**, com densidades razoavelmente estáveis, e várias **áreas satélites**, com populações flutuantes (Bleich et al., 1990). Populações nas áreas satélites podem se tornar extintas em anos desfavoráveis, mas as áreas são recolonizadas por migrantes da população central quando as condições se tornam mais favoráveis. Este sistema de populações temporárias ou flutuantes dependentes de migração é conhecido como **metapopulação** (figura 3.10). Em algumas espécies, toda a população é de vida curta, e a distribuição das espécies se altera muito a cada geração. Muitas espécies que vivem em habitats efêmeros, tais como as ervas encontradas em beiras de riachos freqüentemente inundados ou em florestas recentemente queimadas, são caracterizadas por populações compostas por um mosaico alternativo de populações temporárias dependentes de algum grau de migração (Menges, 1990; Murphy et al., 1990).

O alvo de um estudo populacional é tipicamente uma ou várias populações, mas

uma metapopulação inteira pode ser estudada e isto resultaria em um retrato mais apurado da espécie, do que o estudo de uma única população. Modelos de metapopulação têm a vantagem de reconhecer que as populações locais são dinâmicas e que há movimento de organismos de uma população local para outra (Hanski, 1989; Olivieri et al., 1990; Stacey and Taper, 1992). O reconhecimento de que eventos de colonização infreqüentes e migrações estão ocorrendo, também permite que os biólogos considerem o impacto de efeitos do fundador e mudanças genéticas sobre as espécies.

A aranha *Anelosimus eximius* (figura 3.11) é encontrada na Floresta

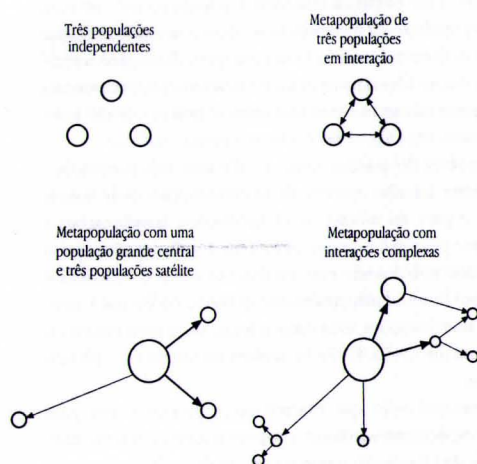
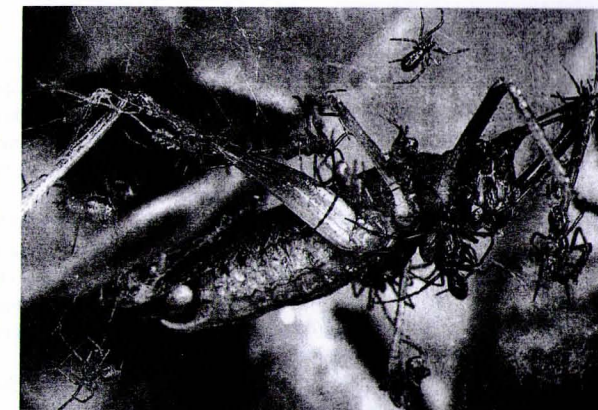


FIGURA 3.10. Alguns padrões possíveis de metapopulação, com o tamanho da população indicado pelo tamanho do círculo representativo. As flechas indicam a direção e intensidade da migração entre populações (segundo White, 1996).

Amazônica. Nesta região, o projeto Biologia e Dinâmica de Fragmentos Florestais (BDFF) monitora uma rede de fragmentos de floresta onde as populações desta aranha foram levantadas. Venticinque e Fowler (no prelo) notaram que as colônias desta espécie possuem uma dinâmica assíncrona, e que isto pode ajudar a manter esta metapopulação frente a variações estocásticas do ambiente. Este estudo também determinou que pequenos fragmentos necessitam da proximidade de fontes de colonizadores para se manterem, ou seja: a configuração espacial da paisagem parece ser mais importante que o tamanho do fragmento em que a população se



encontra. Conforme previsto na teoria de metapopulações, a troca de indivíduos foi bem mais freqüente entre grupos de fragmentos próximos e menos freqüente entre fragmentos distantes.

Em situações de metapopulação, a destruição do habitat de uma população central pode resultar na extinção de numerosas populações satélites que dependem da população central para sua colonização periódica. Também, perturbações humanas que inibem a migração, tais como cercas, estradas e represas, podem reduzir a taxa de migração entre faixas de habitat e assim reduzir ou até mesmo eliminar a probabilidade de recolonização após a extinção local (Lamberson et al. 1992; Harrison 1994). Em tais situações, um modelo de metapopulação pode não ser adequado. Modelos de metapopulação destacam a natureza dinâmica dos processos de população e mostram como a eliminação de algumas populações centrais pode levar a extinção de uma espécie em uma área muito maior. O manejo eficaz de uma espécie freqüentemente exige uma compreensão destas dinâmicas de metapopulação.

FIGURA 3.11. A aranha *Anelosimus eximius* que ocorre na Amazônia, possui estrutura de metapopulação (National Geographic)

Monitoramento a longo prazo de espécies e ecossistemas

O monitoramento a longo prazo de fatores de ecossistema (temperatura, densidade pluviométrica, umidade, acidez do solo, qualidade da água, taxas de descargas de riachos, erosão do solo, etc.), comunidades (espécies presentes, quantia de cobertura vegetativa, quantidade de biomassa presente em cada nível trópico, etc.) e populacionais (números de indivíduos presentes de uma espécie em especial), é necessário porque de outra forma seria difícil distinguir flutuações anuais normais de tendências a longo prazo (Magnuson, 1990; Primack, 1992), (figura 3.12). Por exemplo, muitas populações de plantas anuais, de insetos e de anfíbios são altamente variáveis de ano para ano, portanto muitos anos de coleta de dados são necessários para determinar se uma certa espécie está na verdade declinando em abundância ou meramente passando por um número de anos de baixa população, de acordo com o seu padrão regular de variação. O monitoramento é particularmente importante na conservação integrada e em projetos de desenvolvimento nos quais a proteção a longo prazo da diversidade biológica é um objetivo importante (Kremen et al., 1994).

O desafio para se entender a mudança em ecossistemas está no fato de que efeitos podem ser retardados por muitos anos em suas causas iniciais. Por exemplo, a chuva ácida e outros componentes da poluição do ar podem enfraquecer e matar árvores por um período de

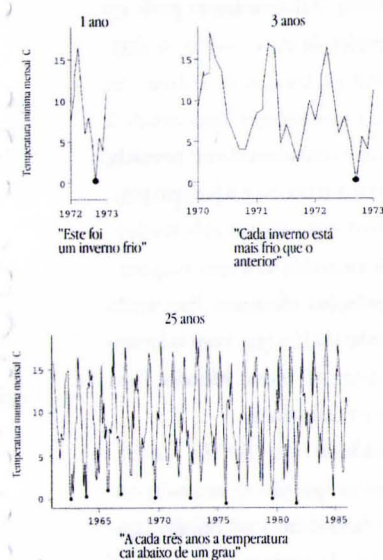


FIGURA 3.12. Dados coletados durante longos períodos de tempo podem revelar informações que não estejam visíveis em um único ano ou até mesmo durante alguns anos. Aqui, a ocorrência de temperaturas mínimas mensais abaixo de um grau centígrado foram apresentadas em períodos de um, três e vinte e cinco anos, em Londrina-PR (dados fornecidos pelo LAPAR).

décadas, aumentando a quantidade de erosão do solo em riachos adjacentes e, por último, tornando o ambiente aquático inadequado para as larvas de certas espécies de insetos raros. Em tal caso, a causa (poluição do ar) pode ter ocorrido décadas antes do efeito (declínio de insetos), ser detectado.

A chuva ácida, a mudança climática global, a sucessão de vegetação, a deposição de nitrogênio, e invasões de espécies exóticas são todos exemplos de processos que causam alterações a longo prazo em comunidades biológicas, mas passam freqüentemente despercebidos por nossa visão de curto prazo (figura 3.12). Algumas informações a longo prazo estão disponíveis a partir de estações meteorológicas, censos anuais de pássaros, mapeamentos de florestas, autoridades em água, e velhas fotografias de vegetação, mas o número de esforços de monitoramento a longo prazo para as comunidades biológicas é inadequado para a maioria dos fins de conservação. Para remediar esta situação, muitas estações de pesquisas científicas começaram a implementar programas para o monitoramento de mudanças ecológicas ao longo do curso de décadas e séculos. Um desses programas é o sistema de 172 campos de Pesquisa Ecológica a Longo Prazo (LTER) criado pela Fundação Nacional de Ciências dos Estados Unidos (Swanson e Sparks, 1990). Estes campos fornecerão um sistema de aviso de emergência no caso de interrupção ou queda de funções do ecossistema. Outra iniciativa de longo prazo é a rede de parcelas de 50 ha do Instituto Smithsonian. Nestas parcelas, que estão sendo instaladas em vários países ao redor do mundo, todas as plantas acima de 1 cm de DAP são amostradas a cada dois anos, de modo a se conhecer as alterações de longo prazo na população. Existem duas destas parcelas no Brasil. Uma na Amazônia, ligada ao projeto Biologia e Dinâmica de Fragmentos de Floresta, e a outra na Mata Atlântica, ligada à Fundação Boticário.

Estabelecimento de Novas Populações

Ao invés de apenas observar passivamente as espécies em perigo caminharem para a extinção, muitos biólogos de conservação começaram a desenvolver abordagens para salvar essas espécies. Alguns métodos novos e interessantes estão sendo desenvolvidos para estabelecer novas populações silvestres e semi-silvestres de es-

pécies raras e ameaçadas, e para aumentar o tamanho das populações existentes (Gipps, 1991; Bowles e Whelan, 1994). Estes experimentos oferecem a esperança de que as espécies agora vivendo apenas em cativeiro possam recuperar seus papéis ecológicos e evolucionários dentro da comunidade biológica. As populações na natureza podem ter menos chances de serem destruídas por catástrofes (tais como epidemias ou guerras), do que as populações confinadas em cativeiro. Além disso, simplesmente aumentar o número e o tamanho das populações de uma espécie geralmente já diminui sua probabilidade de extinção.

Os programas de estabelecimento não serão eficazes, a menos que os fatores que levam ao declínio das populações silvestres originais sejam claramente entendidos e então eliminados, ou pelo menos controlados (Campbell, 1980). Por exemplo, se uma espécie endêmica de pássaros foi caçada quase até a sua extinção no seu ambiente selvagem, por habitantes locais, suas áreas de criação danificadas pelo desenvolvimento, e seus ovos comidos por uma espécie exótica, essas questões têm que ser tratadas como parte integral de um programa de reestabelecimento. Simplesmente liberar pássaros criados em cativeiro na natureza sem uma discussão que envolva os vários segmentos da sociedade local, sem uma mudança nos padrões de uso da terra, e sem controle de espécies exóticas, resultaria em uma recorrência da situação original.

Três abordagens básicas têm sido usadas para estabelecer novas populações de animais e plantas. Um **programa de reintrodução** compreende soltar indivíduos retirados do ambiente selvagem ou criados em cativeiro, dentro de uma área de sua ocorrência histórica onde essa espécie não mais existe ou está em declínio (Kleiman, 1996).

O principal objetivo de um programa de reintrodução é criar uma nova população no ambiente original. Por exemplo, um plano recentemente implementado para reintroduzir micos leões pretos (*Leontopithecus chrysopygus*) nos fragmentos de floresta ao redor do Parque Estadual do Morro do Diabo, de modo que o fluxo gênico entre o Parque e os fragmentos de floresta seja aumentado. Indivíduos são freqüentemente liberados no local de onde eles ou seus ancestrais foram retirados para garantir adaptação genética ao ambiente. Indivíduos são também, às vezes, soltos em outros lugares dentro da abrangência da espécie com uma nova área protegida sendo estabelecida, uma vez que uma população existente está sob uma nova ameaça ou não mais conseguirá sobreviver em sua localização atual, ou porque há barreiras naturais ou artificiais dificultando as tendências normais de dispersão da espécie. Infelizmente há uma confusão entre os termos que denotam a reintrodução de populações, e às vezes esses programas também são chamados de “reestabelecimentos”, “restaurações”, ou “translocações.”

Dois outros tipos distintos de programas de liberação também estão sendo usados. Um **programa de acréscimo** consiste em liberar indivíduos em uma população existente para aumentar o seu tamanho e o seu pool genético. Estes indivíduos liberados podem ser indivíduos selvagens retirados de algum outro lugar ou indivíduos criados em cativeiro. Um exemplo especial de acréscimo é a abordagem de “vantagem inicial”, na qual filhotes de tartaruga marinha são criados em cativeiros ou protegidos durante seu estágio de vida vulnerável, e depois são liberados no ambiente natural, como no projeto TAMAR Tartarugas Marinhas. O **programa de introdução** transporta animais e plantas para áreas fora da sua extensão histórica, na esperança de estabelecer novas populações (Conant, 1988). Tal abordagem pode ser adequada quando o ambiente dentro da extensão histórica de uma espécie se deteriorou a ponto da espécie não mais conseguir sobreviver ali, ou quando o fator que causa o declínio original ainda está presente, tornando a reintrodução impossível. A introdução de uma espécie para novos sítios precisa ser cuidadosamente pensada, para assegurar que a espécie não danifique seu novo ecossistema ou prejudique populações de qualquer espécie ameaçada no local. Também deve ser tomado cuidado para garantir que os indivíduos liberados não tenham contraído doenças enquanto em cativeiro que poderiam se espalhar e dizimar populações selvagens. Em várias ilhas do Litoral Paulista foram introduzidas cabras trazidas da Europa, com o intuito de ter carne disponível quando os navegadores voltassem ao Novo Mundo. Essa estratégia causou extensos danos para a vegetação nativa nessas ilhas.

No Sertão da Paraíba, um proprietário rural, auxiliado pelo IBAMA e a Universidade Federal da Paraíba, está realizando um programa que não se enquadra em nenhum dos três tipos de reintrodução. O objetivo do fazendeiro José Bráulio Japiassu é menos do que reestabelecer as populações originais da caatinga, mas somente evitar que as aves e animais apreendidos pelo IBAMA sejam mortos ou liberados antes que estejam recuperados do stress do cativeiro. Na fazenda Veneza do Juá, as aves são mantidas por 40 dias em viveiros grandes onde podem exercitar suas asas atrofiadas pelas gaiolas, e são adequadamente alimentadas antes de serem liberadas. Programas como este devem ser monitorados intensamente de modo a evitar que os indivíduos liberados compitam por territórios já ocupados, desestruturando a organização espacial da espécie, e podendo levar à eventual morte de outros indivíduos. Essa parceria é um exemplo de quanto podemos avançar em conservação quando o setor privado e o governo agem em parceria.

Análise de Alguns Programas de Reintrodução

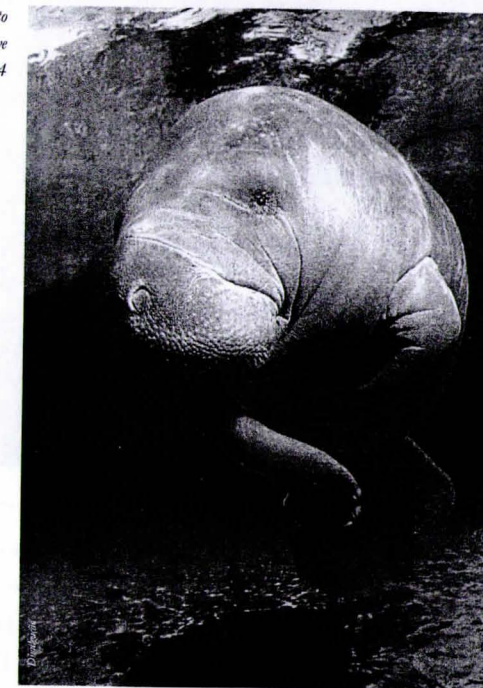
Os programas de reintrodução possuem muito apelo junto ao grande público. Para o leigo, a reprodução e liberação de animais parecem ser uma panacéia, uma atividade sem contra-indicações que só pode redundar em aumento e melhora das populações. Em função deste apelo, muitos empreendimentos, como usinas hidrelétricas e mineradoras possuem programas de reintrodução, visando atenuar, junto à opinião pública, o impacto negativo de suas atividades. Alguns destes programas possuem resultados concretos para apresentar, outros não.

Infelizmente, a reintrodução de animais não é uma panacéia. A morte dos animais reintroduzidos talvez seja o mais inofensivo entre os possíveis malefícios de um mau programa de reintrodução, mesmo significando o desperdício de muitos anos de trabalho. Alguns animais possuem uma forte organização de território, como as aves. A sua liberação sem um levantamento prévio das populações pode colocar em risco esta organização, e alguns indivíduos podem defender seu território até a morte por exaustão. Outras espécies possuem uma forte organização de grupo, como o Cachorro-do-Mato-Vinagre, *Speothus venaticus*. A reintrodução de indivíduos sem a sua incorporação a um grupo, ou sem a formação de um novo grupo, pode também ou levar à morte dos indivíduos reintroduzidos, ou a própria desestruturação do grupo. Um terceiro aspecto a ser levado em conta em relação às reintroduções é as habilidades aprendidas dos animais introduzidos, tais como a busca e manipulação de alimento, a fuga de predadores, competição por fêmeas, entre outras.

Devido a estes aspectos, o monitoramento dos animais reintroduzidos é um aspecto vital de qualquer programa de reintrodução, sem o qual sua avaliação é impossível. A avaliação da reintrodução pode ser feita de diversos modos. O mais simples é a marcação individual e acompanhamento, conforme feito por Lange (1998), com onze cutias (*Dasyprocta azarae*) reintroduzidas no Jardim Botânico Municipal de Curitiba. Todas as cutias sobreviveram ao primeiro ano, enquanto foram monitoradas. A simples observação dos animais, quando é possível, pode além de informar sobre o sucesso da reintrodução, também fornecer dados valiosos sobre os hábitos alimentares do animal, aumentando a chance de sucesso em outras reintroduções do animal.

O acompanhamento pode também ser feito por marcações que a comunidade reconhece e reporta aos pesquisadores. O Projeto TAMAR e o Projeto Peixe-Boi, da Barra

FIGURA 3.13. O Projeto Peixe-Boi já reintroduziu nove indivíduos desde 1994



<http://www.projetopeixe-boi.com.br>

da Ilha de Itamaracá-PE, trabalham deste modo. Este modo de trabalho parece mais adequado para lidar com grandes quantidades de animais, como no projeto TAMAR, mas para animais raros e de difícil observação, os resultados são mais difíceis, e os animais podem ser dados como mortos quando

não há observações deles. O **Projeto Peixe-Boi** já reintroduziu 9 indivíduos desde 1994 (figura 3.13), sendo que dois estão desaparecidos e um morreu. Além de observações da comunidade, o projeto também conta com equipamento de telemetria. Este equipamento mostrou que os casais que são reintroduzidos juntos não permanecem juntos na natureza. Por causa disto, a última reintrodução, em dezembro de 1999, foi realizada com dois machos (guape e guaju).

Um método frequentemente utilizado com espécies aquáticas, ou felinos, de difícil observação, é a radiotelemetria, através do qual um rádio é colocado no animal, e sua posição é conhecida por meio de estações de recepção colocadas no campo. Alguns Botos-Rosa são monitorados deste modo no Projeto Mamirauá, em Tefé-AM (figura 3.14), além de várias espécies ao redor do lago de Itaipu. Mais do que saber se o animal permanece vivo, a telemetria permite conhecer a movimentação do animal no campo.

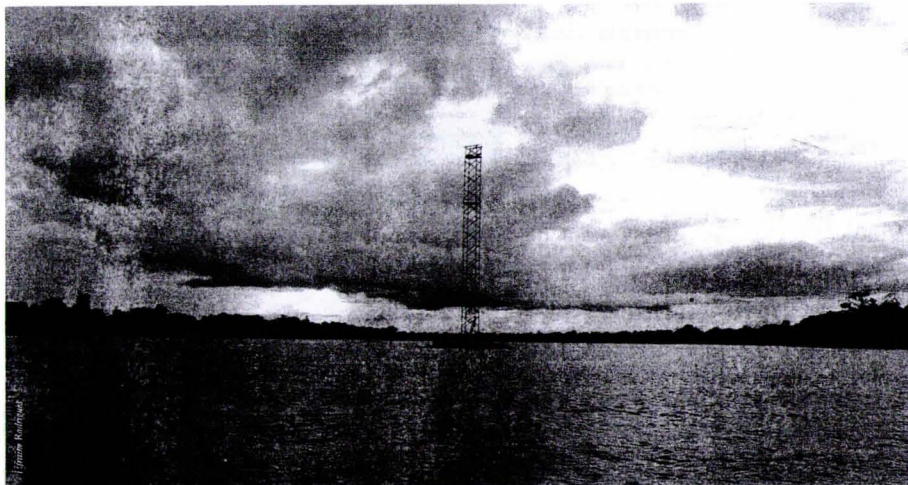


FIGURA 3.14. Torre de Telemetria na Estação Ecológica Mamirauá, Tefé-AM.

Um terceiro tipo de monitoramento é do pool genético da espécie, através da medição da contribuição genética dos animais introduzidos para a população, que, em última instância, é o objetivo final de todo o programa de reintrodução. Pereira e Wajntal (1999) mediram o grau de parentesco entre populações livres e em cativeiro de duas espécies de Jacu *Penelope obscura bronzinga* e *P. superciliosus jacupemba*. Os resultados mostraram que as populações livres que se estabeleceram nas áreas são aparentadas com as populações do programa de reprodução e reintrodução.

Infelizmente, nem sempre as condições permitem o monitoramento dos animais. Na Paraíba, uma fazenda particular (Veneza do Juá) é responsável pela reintrodução de animais comercializados ilegalmente e apreendidos pelo IBAMA. O foco deste trabalho é o fortalecimento dos animais, e muito pouco parece ser feito em relação ao acompanhamento das reintroduções. A se somar a falta de recursos, este projeto lida com grandes quantidades de animais. Mais de 3.000 animais de 50 espécies já foram reintroduzidos pela Fazenda Veneza do Juá.

Uma etapa muito importante dos programas de reintrodução é a acostumação do animal ao ambiente em que ele vai ser reintroduzido. Os animais liberados podem necessitar de atenção especial durante e imediatamente após

a sua liberação; essa abordagem é conhecida como “liberação suave”. Os animais podem precisar ser alimentados e protegidos no momento da liberação até que sejam capazes de subsistir por conta própria, ou podem necessitar de uma liberação gradual, até que se familiarizem com a área. Grupos sociais abruptamente retirados de seu cativeiro podem se dispersar em diferentes direções e longe da área protegida, resultando em um esforço de estabelecimento fracassado. Intervenções podem ser necessárias se os animais parecerem incapazes de sobreviver, particularmente durante episódios de seca ou pouca abundância alimentar. Os programas brasileiros de reintrodução parecem estar bastante atentos à acostumação dos animais antes de sua liberação.

Comportamento Social de Animais Soltos

Os programas bem-sucedidos de reintrodução, acréscimo e introdução precisam considerar a organização social e o comportamento dos animais que estão sendo liberados. Quando animais sociais, em especial mamíferos e alguns pássaros, crescem num ambiente selvagem, eles aprendem sobre o seu ambiente e como interagir socialmente com outros membros de sua espécie. Os animais criados em cativeiro podem não ter as habilidades necessárias para sobreviver no seu ambiente natural, assim como as habilidades sociais necessárias para encontrar comida de maneira cooperativa, perceber o perigo, encontrar parceiros e criar seus filhotes. Para superar esses problemas de socialização, os mamíferos e pássaros criados em cativeiro podem necessitar de um treinamento prolongado tanto antes quanto depois da sua liberação no ambiente. Os chimpanzés cativos, por exemplo, foram ensinados a usar gravetos para se alimentar de parasitas e para construir os seus ninhos. Os Micos-Leões-Dourados recebem caixas de alimento complexas para aprenderem as habilidades que serão usadas na abertura de frutas silvestres (figura 3.15; Kleiman, 1989). Os animais cativos aprendem a temer predadores potenciais ficando assustados de algum modo quando um predador simulado lhes é mostrado.

A interação social é um dos comportamentos mais difíceis para as pessoas transmitirem a mamíferos e pássaros criados em cativeiros,

porque, para a maioria das espécies, as sutilezas do comportamento social não são bem compreendidas. Entretanto, algumas tentativas bem-sucedidas têm sido feitas para socializar os mamíferos criados em cativeiro. Em alguns casos, os humanos imitam a aparência e o comportamento dos indivíduos em ambientes selvagens. Este método é particularmente importante quando se lida com animais muito jovens, os quais precisam aprender a identificar-se com suas próprias espécies mais do que com uma espécie substituta ou com hu-



FIGURA 3.15. O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) deve aprender habilidades necessárias para a vida num ambiente selvagem; neste caso, o animal deve encontrar comida dentro de uma caixinha de quebra-cabeça complexo. (Fotografia de Jessie Cohen, Parque Zoológico Nacional, Instituto Smithsonian.)

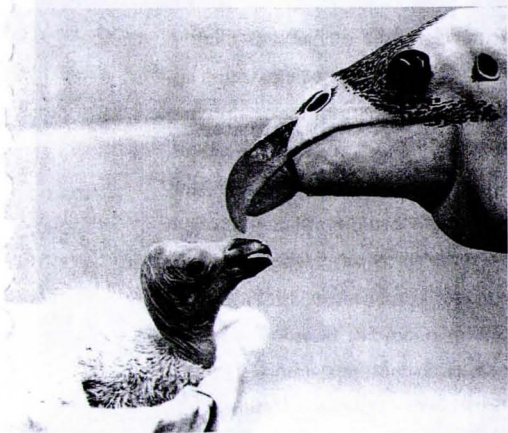


FIGURA 3.16. Filhotes de condor da Califórnia (*Gymnogyps californianus*) criados em cativeiro são alimentados por pesquisadores que usam marionetes de mão que se parecem com pássaros adultos. Os biólogos de conservação esperam que ao minimizar o contato humano com os pássaros, esses melhorarão suas chances de sobrevivência quando forem devolvidos ao ambiente selvagem. (Fotografia de Mike Wallace, Zoológico de Los Angeles).

manos. Os filhotes de condor da Califórnia criados em cativeiro, inicialmente não conseguiram aprender os comportamentos de seus parentes do ambiente selvagem porque tinham aprendido o de seus criadores humanos. Os condores recém-nascidos são agora alimentados com marionetes de mão imitando um condor e mantidos longe da vista dos visitantes do zoológico (figura 3.16). Em outros casos, indivíduos selvagens são usados como “instrutores” para indivíduos em cativeiros da mesma espécie. Os micos leões dourados são presos e mantidos com micos criados em cativeiros para formar grupos sociais que são então liberados em conjunto, na esperança de que os micos criados em cativeiros aprendam a partir do comportamento dos selvagens (figura 3.17) (Kleiman, 1989). Quando os animais criados em cativeiros são soltos de volta na natureza, eles, às vezes, se juntam a grupos sociais já existentes ou se acasalam com animais selvagens e, desta forma, adquirem algum conhecimento sobre o seu ambiente. O desenvolvimento de relações sociais com animais selvagens pode ser crucial para o sucesso dos animais criados em cativeiros uma vez que sejam liberados.

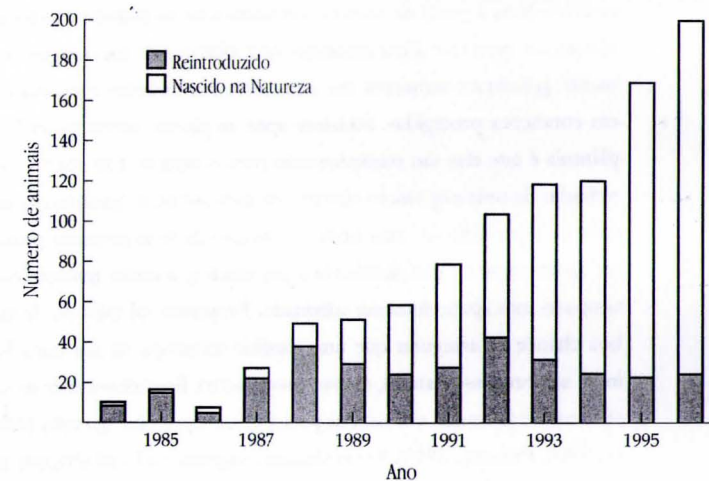


FIGURA 3.17. Uma população experimental de Mico Leão Dourado inicialmente consistia inteiramente de animais reintroduzidos, nascidos em cativeiro, mas agora é composta principalmente por animais nascidos na floresta. Isto pode ser devido ao convívio entre animais nascidos livres e nascidos em cativeiro. Isto parece indicar um programa bem-sucedido e uma população que poderá em breve se tornar auto-sustentável. (Fonte: Beck e Martinez, 1995).

Estabelecimento de Novas Populações de Plantas

O estabelecimento de novas populações de plantas raras e ameaçadas é bastante diferente do estabelecimento de vertebrados terrestres. Os animais conseguem se dispersar para novos locais e procuram ativamente as condições locais que lhes são mais adequadas. No caso das plantas, as sementes são dispersadas para novos locais por agentes, tais como o vento, animais e água (Guerrant, 1992; Primack and Miao, 1992). Uma vez que uma semente chega ao solo, ela não consegue se deslocar, mesmo que exista um micro-ambiente adequado a alguns centímetros de distância. O micro-ambiente imediato é crucial para a sobrevivência da planta: Se o lugar é muito ensolarado, ou há sombra demais, ou é muito úmido, ou muito seco, a semente ou não germinará ou suas mudas morrerão. Perturbações como fogo ou revolvimento de solo podem também ser necessárias para o estabelecimento de plântulas de muitas espécies. Portanto, um local pode ser adequado para o estabelecimento de plântulas apenas uma vez a cada vários anos, tornando as reintroduções difíceis de se realizar e de se avaliar.

As populações de espécies de plantas raras e ameaçadas tipicamente deixam de se estabelecer a partir de sementes introduzidas na maioria dos locais que parecem ser adequados para elas. Para aumentar suas chances de sucesso, os botânicos frequentemente germinam sementes em ambientes controlados e cultivam as plantas jovens em condições protegidas. Somente após as plantas terem passado o estágio frágil de plântula é que elas são transplantadas para o campo. Em outros casos, as plantas são retiradas de uma população silvestre de área existente (geralmente uma que está ameaçada de destruição ou uma onde a remoção de uma pequena porcentagem das plantas aparentemente não danificará a população), e então transplantadas para um lugar ocupado mas aparentemente adequado. Enquanto tal método de transporte tem uma boa chance de assegurar que uma espécie sobreviva na sua nova localização, ele não imita um processo natural, e novas populações frequentemente deixam de produzir as sementes e as mudas necessárias para formar a próxima geração (Allen, 1987; Pavlik et al., 1993; Primack, 1995). Os ecologistas vegetais estão atualmente tentando descobrir novas técnicas para superar estas dificuldades, tais como o levantamento de cercas para evitar a presença de animais, a remoção de alguma vegetação já existente para redução da competição (Tabanez et al, 1997), e o acréscimo de nutrientes minerais (Almeida, 2000).

Estratégias de Conservação Ex Situ

A melhor estratégia para proteção a longo prazo da diversidade biológica é a preservação de comunidades naturais e populações no ambiente selvagem, conhecida como preservação in situ ou preservação local. Somente na natureza as espécies são capazes de continuar o processo de adaptação evolucionária para um ambiente em mutação dentro de suas comunidades naturais. A princípio, a conservação in situ pode não ser eficiente para pequenas populações, ou no caso de todos indivíduos remanescentes estarem fora das áreas protegidas (Conway, 1980; Dresser, 1988; Seal, 1988). Todavia, em grande parte dos trópicos, incluindo o Brasil, não se conhece o tamanho de população da maior parte das espécies de plantas. Na verdade, existem até mesmo inúmeras espécies que nem foram nomeadas e descritas. Desta forma, a conservação in situ se configura como principal estratégia de conservação para estas espécies, para que antes que elas possam ser conservadas, elas possam ao menos ser estudadas. Já para grupos com menos espécies e grandes exigências de espaço, como os grandes vertebrados (figura 3.18) é provável que a única maneira de se evitar que as espécies se tornem extintas seja manter os indivíduos em condições artificiais sob a supervisão humana, como por exemplo em zoológicos.

FIGURA 3.18. *Felídeos, como a onça-parda Puma concolor geralmente necessitam de grandes territórios para manterem populações sustentáveis. Por este motivo, a conservação ex situ é uma estratégia importante para conservar este grupo, mesmo que em caráter emergencial.*



Esta estratégia é conhecida como **preservação ex situ**. Instalações ex situ para preservação animal incluem zoológicos, fazendas com criação de caça, aquários e programas de criação em cativeiro. As plantas são mantidas em jardins botânicos, arboretos e bancos de sementes. Uma estratégia intermediária que combina elementos tanto da preservação ex situ quanto da preservação *in situ* é o monitoramento intensivo e o manejo de populações de espécies raras e ameaçadas em pequenas áreas protegidas; tais populações estão ainda de certa forma em nível selvagem, porém a intervenção humana pode ser usada ocasionalmente para evitar o declínio da população.

Os esforços de conservação ex situ são parte importante de uma estratégia de conservação integrada para proteger as espécies ameaçadas (Falk, 1991). As estratégias de conservação *ex situ* e *in situ* são abordagens complementares (Kennedy, 1987; Robinson, 1992). Indivíduos de populações ex situ podem ser periodicamente soltos na natureza para aumentar os esforços de conservação *in situ*. Pesquisas sobre populações em cativeiro podem fornecer idéias para a biologia básica de uma espécie e sugerir novas estratégias de conservação para populações *in situ*. As populações ex situ que são

sustentáveis podem também reduzir a necessidade de se retirar indivíduos do ambiente selvagem para serem colocados à mostra ou para fins de pesquisa. Finalmente, os indivíduos criados em cativeiros que estão à mostra podem ajudar a educar o público sobre a necessidade de preservar as espécies, e desta forma, proteger outros membros das espécies que se encontram no mundo selvagem. A preservação *in situ* de espécies, por sua vez, é vital para a sobrevivência de espécies que são difíceis de se manter em cativeiro, tais como o lobo guará (*figura 3.1*), assim como para dar condições para zoológicos, aquários e jardins botânicos de continuamente apresentar novas espécies. A conservação *ex-situ* não é barata; o custo para se manter elefantes africanos e rinocerontes pretos em zoológicos é 50 vezes mais do que proteger o mesmo número de indivíduos em Parques Nacionais do Leste Africano (Leader-Williams, 1990). Como Michael Soulé diz, “Não há casos perdidos, somente pessoas sem esperança e situações caras demais” (Soulé, 1987).

Jardins Zoológicos

Os jardins zoológicos ao redor do mundo, junto com universidades afiliadas, departamentos governamentais para a proteção da vida selvagem, e organizações de conservação, atualmente mantêm mais de 700 mil indivíduos representando 3 mil espécies de mamíferos, pássaros, répteis e anfíbios (Groombridge, 1992). Enquanto esse número de animais em cativeiro pode parecer impressionante, ele é reduzido em comparação aos números de gatos, cachorros e peixes domésticos mantidos por pessoas como animais de estimação. A ênfase dada pelos jardins zoológicos em apresentar “uma megafauna carismática” e além disto muitas vezes exótica, tal como os pandas, girafas e elefantes, tende a ignorar as enormes ameaças aos grandes números de insetos e outros invertebrados que formam a maioria da espécie animal do mundo. E além disso, pode passar a impressão errônea para os visitantes, que o lugar adequado para os animais grandes e coloridos é dentro de uma jaula.

O objetivo principal da maioria dos grandes jardins zoológicos é estabelecer populações de criação em cativeiro de animais raros e ameaçados. Somente cerca de 10% das 274 espécies de mamíferos raros mantidos por jardins zoológicos do mundo todo atualmente têm populações de cativeiro auto-sustentáveis de tamanho suficiente para manter a sua variação genética (Ralls e Ballou, 1983; Groombridge, 1992). Para remediar essa situação, os jardins zoológicos e organizações de conservação afiliadas têm se esforçado para construir as instalações e desenvolver a tecnologia necessárias para estabelecer colônias de criação de animais raros e ameaçados, tais como o leopardo da neve e o orangotango, e desenvolver novos métodos e programas para reestabelecimento das espécies silvestres (*figura 3.19*; Foose, 1983; Dresser, 1988). Algumas dessas instalações são altamente especializadas, tais como a International Crane Foundation (Fundação Internacional da Garça), no Estado de Wisconsin, que está tentando estabelecer populações de criação em cativeiro de todas as espécies de garças.

O sucesso de programas de criação em cativeiro tem aumentado, através de vários programas que coletam e disseminam conhecimentos sobre espécies raras e ameaçadas. O grupo de especialistas em criação de conservação da Comissão de Sobrevivência da Espécie do UICN-União de Conservação Mundial, fornece aos jardins zoológicos as informações necessárias para o adequado tratamento e manejo dessas espécies, incluindo dados sobre exigências nutricionais, técnicas anestésicas,

condições ideais de habitação, vacinas e antibióticos. Bases de dados, centrais de registros de criação e livros de controle estão sendo desenvolvidos para evitar acasalamentos entre parentes próximos e a resultante mortalidade de crias associada com deriva genética e depressão endogâmica. Um dos mais importantes é o Sistema Internacional de Inventários de Espécies (ISE), que fornece informação sobre 4.200 tipos de animais em 395 instituições zoológicas em 39 países.

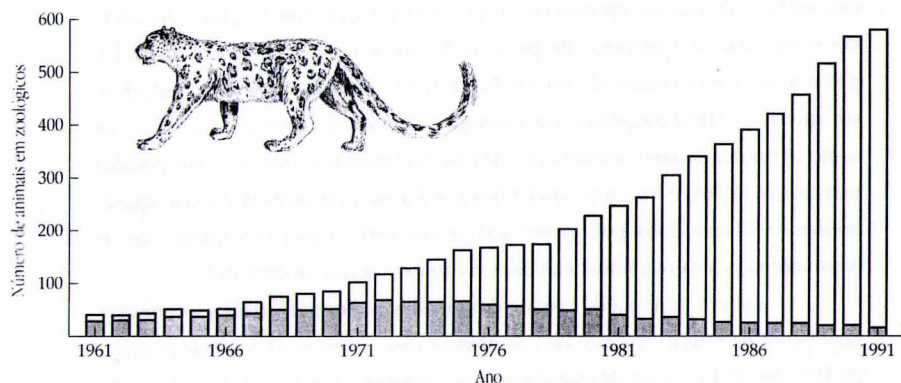


FIGURA 3.19. Leopards da neve se reproduzem bem em cativeiro. A manutenção de colônias de criação desses animais pode reduzir a necessidade dos jardins zoológicos de capturar indivíduos de populações selvagens em declínio. Desde 1974, a maioria dos leopards da neve em jardins zoológicos tem nascido em cativeiros. (Fonte: Foose, 1983.)

Uma grande variedade de técnicas inovadoras está sendo desenvolvida para aumentar as taxas de reprodução de espécies em cativeiros. Algumas dessas vêm diretamente da medicina humana e da veterinária, enquanto outras são métodos novos desenvolvidos para determinadas espécies. Essas técnicas incluem a **adoção cruzada**, tendo mães de espécies comuns criando os filhotes de espécies raras; **inseminação artificial** quando adultos demonstram não ter nenhum interesse em acasalar ou estão vivendo em locais diferentes; **incubação artificial** de ovos em condições de chocagem ideal; e **transferência de embrião**, a implantação de ovos fertilizados de espécies raras em mães substitutas de espécies comuns.

Quando cientistas decidem usar esses métodos para preservar uma espécie, eles devem considerar uma série de questões éticas. Primeiro, qual a necessidade e qual a eficácia desses métodos para uma determinada espécie? É melhor deixar que os últimos indivíduos de uma espécie vivam os seus últimos dias em um ambiente selvagem, ou começar uma população em cativeiro que pode ser incapaz de se adaptar às condições naturais? Segundo,

uma população de espécies raras que tenha sido criada em cativeiro e não sabe como sobreviver no seu próprio ambiente natural realmente representa a sobrevivência da espécie? Terceiro, as espécies mantidas em cativeiro são para o seu próprio benefício ou para o benefício de um jardim zoológico?

Mesmo quando as respostas para essas questões indicam que o manejo ex situ é adequado, nem sempre é possível criar populações ex situ de espécies animais raras. Uma espécie pode ter sido tão reduzida em número que ela tem pouco sucesso de criação e altas taxas de mortalidade de jovens devido à depressão endogâmica. Certos animais, especialmente os mamíferos marinhos, são tão grandes ou exigem ambientes tão específicos que as instalações para manutenção e manejo são proibitivamente caras. Muitos invertebrados têm ciclos de vida complexos nos quais suas dietas mudam assim que eles crescem, e suas necessidades ambientais variam de maneira pouco perceptível para nós. Muitas destas espécies não podem ser criadas com o que conhecemos delas hoje. Finalmente, certas espécies são muito difíceis de se criar, apesar dos esforços dos cientistas. Dois exemplos clássicos são as espécies de papagaios e os rinocerontes da Sumatra, que têm baixas taxas de reprodução em ambiente selvagem e não têm conseguido se reproduzir bem em cativeiros, a despeito de consideráveis esforços para se encontrar métodos eficazes de criação.

Aquários

Para se lidar com as ameaças às espécies aquáticas, os ictiologistas, os estudiosos dos mamíferos marinhos e os especialistas em recifes de corais que trabalham em aquários públicos estão cada vez atuando em conjunto com seus colegas de institutos de pesquisa marinha, departamentos públicos de piscicultura e organizações de conservação para desenvolverem programas de conservação de ricas comunidades naturais e de espécies que requerem atenção especial. Atualmente, aproximadamente 580.000 espécies de peixes são mantidas em aquários, a sua maioria retirada da natureza (Olney e Ellis, 1991). Grandes esforços estão sendo feitos hoje para o desenvolvimento de técnicas de criação para que espécies raras possam ser mantidas em aquários, às vezes para serem liberadas de volta ao seu ambiente natural, e para que os indivíduos selvagens não tenham que ser recolhidos (Kaufman, 1988). Muitas das técnicas usadas

na criação de peixes foram originalmente desenvolvidas por piscicultores para operações em grande escala de estocagem envolvendo trutas, carpas, salmões e outras espécies comerciais. Outras técnicas foram descobertas no comércio de peixes de aquários domésticos, enquanto os negociantes tentavam propagar a venda de peixes tropicais. Essas técnicas estão agora sendo aplicadas na fauna ameaçada de água doce, tais como os filhotes de foca do deserto encontrados no Sudoeste Americano, os peixes de riachos da Bacia do Rio Tennessee, e os ciclídios dos Lagos Africanos Rift. Programas para a criação de peixes marinhos ameaçados e espécies de corais estão ainda em um estágio inicial, porém esta é uma área de pesquisa ativa no momento atual.

Os aquários têm um papel particularmente importante na conservação de espécies ameaçadas. O conhecimento adquirido ao longo dos anos sobre as espécies mantidas em aquários é de grande valia, também, para a conservação *in-situ* destas espécies e deveria ser melhor aproveitado pelos pesquisadores. Em Ubatuba-SP, um aquário particular mantém o maior tanque de água salgada do Brasil (80.000 litros), gera renda e empregos, além de expor para os turistas das grandes cidades inúmeros aspectos de ecologia marinha que de outra maneira passariam despercebidos para os turistas.

Jardins Botânicos e Arboretos

Os 1.500 jardins botânicos do mundo contêm as mais importantes coleções de plantas vivas e representam um recurso essencial para os esforços de conservação das plantas. Os jardins botânicos do mundo estão atualmente produzindo pelo menos 35.000 espécies de plantas, aproximadamente 15% da flora mundial (UICN/WWF 1989; Given, 1994); talvez o dobro do número dessas espécies está sendo criado em estufas, jardins particulares, e em outros ambientes (embora freqüentemente com poucos indivíduos por espécie). O maior jardim botânico do mundo, o Royal Botanical Gardens of England, em Kew, tem aproximadamente 25.000 espécies de plantas em cultivo – cerca de 10% do total encontrado no mundo – das quais 2.700 estão ameaçadas. Os jardins botânicos precisam aumentar o número de indivíduos produzidos para cada espécie, a fim de proteger a extensão de variabilidade genética encontrada em cada uma delas.

A história dos Jardins Botânicos brasileiros mostra como nós, aos poucos, passamos a valorizar a flora local. O primeiro jardim botânico brasileiro, o Jardim Botânico do Rio de Janeiro, foi fundado 1808 por Dom João, como Jardim de Aclimação (figura 3.20). O propósito deste Jardim era aclimatar as especiarias vindas do Oriente. Entre as primeiras espécies recebidas pelo então Jardim da Aclimação estava a Palma-Mater, espécie exótica que até hoje é o símbolo do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Nestes quase duzentos anos de vida, o Jardim Botânico do Rio de Janeiro se transformou em um dos maiores depositários da flora nacional, incluindo a exposição de 7.200 espécies, um herbário com mais de 330.000 exsiccatas, e uma equipe de pesquisadores em inúmeras áreas ligadas a conservação de espécies da flora nativa. O Jardim Botânico Adolpho Ducke, em Manaus, possui uma história bem mais recente e já nasceu voltado para a flora nativa. Ele consiste de algumas edificações e trilhas interpretativas que permitem aos visitantes conhecer um trecho da floresta amazônica. Ao todo, o Brasil possui 26 Jardins Botânicos.

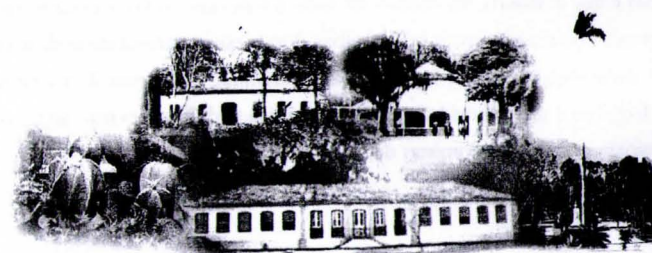


FIGURA 3.20. O Jardim Botânico do Rio de Janeiro foi fundado em 1808 por Dom João. Sua função inicial era de aclimatar as especiarias vindas do Oriente.

Fora do Brasil, os jardins botânicos cada vez mais concentram-se no cultivo de espécies de plantas raras e ameaçadas, e muitos têm se especializado em tipos específicos de plantas. O Arnold Arboretum da Universidade de Harvard produz centenas de diferentes espécies de árvore de clima temperado. A New England Wild Flower Society tem uma coleção de centenas de herbáceas perenes de clima temperado no seu Jardim na Floresta. Na Califórnia, um arboreto especializado em pinheiros produz 72 das 110 espécies de pinheiros encontradas no mundo, enquanto que o principal Jardim Botânico da África do Sul tem 25% das muitas espécies de planta daquele país em cultivo.

Os jardins botânicos encontram-se em uma posição singular quanto à contribuição para os esforços de conservação, uma vez que suas coleções de indivíduos vivos e herbários associados de exsicatas (plantas secas) representam uma das melhores fontes de informação sobre distribuição de plantas e exigências de habitat. As pessoas que trabalham em jardins botânicos são freqüentemente vistas como autoridades em identificação de plantas e estado de conservação. Expedições realizadas por funcionários de jardins botânicos descobrem novas espécies e fazem observações sobre espécies conhecidas, enquanto que 250 jardins botânicos mantêm reservas naturais que servem como importantes áreas de conservação em si próprios. Além disso, os jardins botânicos têm o papel de educar o público quanto a questões de conservação, uma vez que cerca de 150 milhões de pessoas os visitam por ano.

Em nível internacional, o Botanical Gardens Conservation Secretariat (BGCS) da UICN-The World Conservation Union, está organizando e coordenando os esforços de conservação feitos pelos jardins botânicos de todo o mundo (BGCS, 1987). As prioridades desse programa incluem o desenvolvimento de um sistema de banco de dados sobre ambientes nativos para coordenar a atividade de coleta e identificação de espécies que se encontram mal representadas ou ausentes nas coleções vivas. Um problema com a localização dos jardins botânicos é que a maioria encontra-se na zona temperada, embora a maior parte das espécies encontradas no mundo esteja nos trópicos. Ainda que os principais jardins estejam em lugares tais como Singapura, Sri Lanka, Java e Colômbia, a abertura de novos jardins botânicos nos trópicos é uma prioridade para a comunidade de conservação internacional, junto com o treinamento de taxonomistas de espécies vegetais locais.

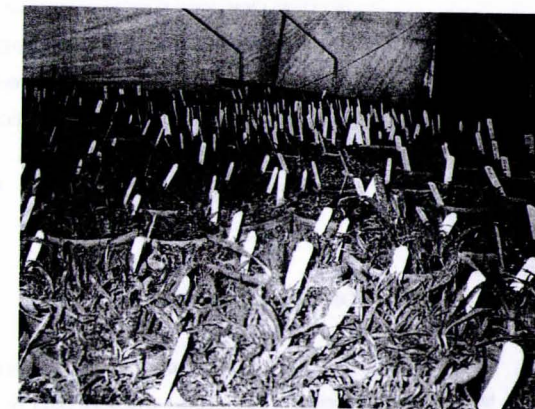
Bancos de Sementes

Além da produção de plantas, os jardins botânicos e institutos de pesquisa têm desenvolvido coleções de sementes, às vezes chamadas de **bancos de sementes**, retiradas do ambiente natural ou de plantas cultivadas. As sementes de muitas espécies de plantas podem ser estocadas em temperatura fria e ambiente seco nesses bancos de sementes por um período de tempo e mais tarde serem germinadas. A habilidade das sementes em permanecerem dormentes é extremamente valiosa para os esforços de conservação *ex situ*, porque permite que as sementes de um grande número de espécies raras sejam congeladas e estocadas em um pequeno espaço, com pouca supervisão e a baixo custo. Existem no mundo mais de 50 bancos de sementes reconhecidos, muitos deles nos países em desenvolvimento,

com suas atividades coordenadas pelo Grupo Consultor de Pesquisa Agrícola Internacional (CGIAR).

Embora os bancos de sementes tenham um grande potencial para a conservação de espécies, eles também apresentam alguns problemas. Se ocorrer algum problema de energia elétrica ou se algum equipamento quebrar, uma coleção inteira de indivíduos congelados pode ser danificada. Mesmo em estocagem a frio, as sementes gradativamente perdem sua habilidade de germinação, devido à exaustão de suas reservas energéticas e ao acúmulo de mutações danosas. Para superar esta deterioração gradativa da qualidade da semente, amostras de sementes devem ser periodicamente germinadas, as plantas adultas cultivadas até a maturidade, e novas amostras de sementes estocadas. Para os bancos de sementes com grandes coleções, este teste e rejuvenescimento constante de amostras de sementes é uma tarefa gigantesca.

FIGURA 3.21. *Espécies ameaçadas de plantas podem freqüentemente ser propagadas em grande escala usando modernas técnicas de cultura de tecido. Cada orquídea nesta foto foi obtida através de cultura de tecidos na Universidade Estadual de Londrina (foto Prof. Ricardo Faria)*



Aproximadamente 15% das espécies de plantas do mundo têm sementes “recalcitrantes” que não possuem dormência ou não toleram as condições de estocagem em baixa temperatura, e conseqüentemente não podem ser mantidas em bancos de sementes. Estas sementes devem germinar imediatamente, caso contrário, morrem. As espécies com sementes recalcitrantes são muito mais comuns na floresta tropical do que na zona temperada; as sementes de muitas árvores de grande valor econômico, tais como o cacau e a borracha, não podem ser estocadas (BGCS, 1987). Intensivas investigações estão em andamento para descobrir maneiras de se estocar sementes recalcitrantes; um possível modo seria estocar somente o embrião após do

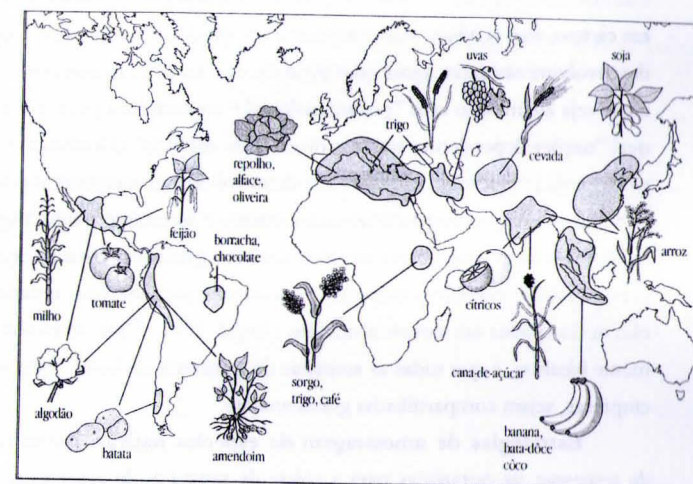
endosperma e de outros tecidos. Algumas espécies de plantas podem também ser mantidas em cultura de tecido em condições controladas ou propagadas por cultivo de tecidos de uma planta mãe, embora estes processos em alguns casos sejam mais caros do que cultivar plantas a partir das sementes (figura 3.21).

Bancos de sementes têm sido considerados pela comunidade agrícola internacional como um meio eficaz de preservar a variabilidade genética que existe em espécies agrícolas (figura 3.22). Frequentemente os genes resistentes a uma determinada doença ou praga são encontrados em apenas uma variedade de uma plantação, conhecidos como **genótipos selvagens**, que são produzidos em apenas uma pequena área do mundo. Esta variabilidade genética é com frequência essencial para a indústria agrícola em seus esforços para manter e aumentar altas produtividades em face ao aparecimento freqüente de novas pragas. Os pesquisadores estão em uma corrida contra o tempo para preservar esta variabilidade genética, uma vez que os agricultores em todo o mundo estão abandonando suas variedades agrícolas locais em favor de variedades padrões de alta produção (Altieri e Anderson, 1992; Cleland et al., 1994). Este fenômeno mundial é ilustrado pelos agricultores do Sri Lanka, que plantaram 2.000 variedades diferentes de arroz até o final da década de 50, e posteriormente se voltaram para a plantação de apenas 5 variedades com altas taxas de produção (Rhoades, 1991). Até o momento, mais de 2 milhões de coletas de sementes foram adquiridas dos bancos de sementes. Muitas das grandes culturas, como o trigo, milho, aveia e batata, estão bem representadas nos bancos de sementes, e outras importantes culturas, como o arroz, painço



FIGURA 3.22. A variação genética no milho (*Zea mays*) é evidente na sua variedade de formas de espiga, semente e cor. (Foto Steven King)

FIGURA 3.23. Espécies cultivadas apresentam alta diversidade genética em certas áreas do mundo, frequentemente a área onde a espécie foi domesticada pela primeira vez, ou onde ela ainda é cultivada em ambientes agrícolas tradicionais. (Cortesia de Garrison Wilkes)



e sorgo, estão sendo intensivamente coletadas também (Plucknett et al., 1987). Entretanto, culturas de apenas relevância regional, as plantas medicinais, plantas de fibras e outras plantas de utilidade não se encontram bem representadas. Também, as espécies com sementes recalcitrantes não estão representadas nas coleções de sementes, mesmo assim, estas sementes têm grande importância para as economias de países tropicais e para a dietas de habitantes locais. As espécies aparentadas a plantas cultivadas não estão adequadamente representadas embora sejam extremamente úteis nos programas de melhoria de culturas.

Há uma grande controvérsia sobre o desenvolvimento de bancos de sementes no que diz respeito a quem possui e controla os recursos genéticos de plantas cultivadas. Os genótipos selvagens locais de plantas de cultura e parentes naturais de espécies de cultura fornecem a estrutura necessária para se desenvolver variedades de "elite" e de alta produção adequadas à agricultura moderna. Cerca de 96% da variabilidade genética necessária para a agricultura moderna vem dos países em desenvolvimento, tais como a Índia, Etiópia, Peru, México, Indonésia e Egito (figura 3.23), mesmo assim os programas de criação para linhagens de "elite" frequentemente encontram-se nos países industrializados da América do Norte e da Europa. No passado, bancos de sementes internacionais livremente coletavam sementes e tecidos de plantas dos países em desenvolvimento e os entregavam para centros de pesquisa e empresas de sementes. Entretanto, assim que as empresas de sementes desenvol-

viam novas linhagens de “elite” através de sofisticados programas de melhoramento e testes em campo, elas vendiam suas sementes a um preço alto e com fins lucrativos. Os países em desenvolvimento estão agora questionando este sistema, argumentando que isto não é justo e que seja até mesmo uma “postura colonial e controladora para se manter a ignorância” na qual “nações dependentes têm sua diversidade roubada” (Goldstein, em Shulman, 1986). A partir desta perspectiva, os países em desenvolvimento perguntam por que deveriam compartilhar seus recursos genéticos gratuitamente e ao mesmo tempo pagarem pelas sementes melhoradas com base nesses mesmos recursos genéticos. Uma solução proposta é que os países desenvolvidos e as empresas de sementes paguem pelos recursos genéticos que eles obtêm dos países em desenvolvimento (Vogel, 1994). Uma outra solução, talvez extremamente idealista, é que todas as amostras de sementes, inclusive aquelas desenvolvidas pelas empresas, sejam compartilhadas gratuitamente.

Estratégias de amostragem de espécies nativas. Ao se estabelecer os bancos de sementes, as estratégias para a coleta de sementes de espécies nativas raras ou ameaçadas devem levar em conta a distribuição da variabilidade genética: espécies com maior variabilidade genética podem exigir amostragem mais extensiva para adquirir a maioria de seus alelos, do que as espécies com menor variabilidade genética. O “Center for Plant Conservation - Centro para Conservação de Plantas (1991)” estabeleceu certas orientações para amostragem de sementes a fim de conservar a variedade genética das espécies de plantas ameaçadas. Estas orientações são diferentes no caso de animais.

1. A prioridade de coleta deve recair sobre as espécies que: (a) estão ameaçadas de extinção isto é, as espécies apresentando um rápido declínio em número de indivíduos ou número de populações; (b) são únicas em caráter de evolução ou em sua taxonomia; (c) podem ser reintroduzidas na natureza; (d) têm potencial para serem preservadas em situações ex situ; (e) têm valor econômico para a agricultura, medicina, silvicultura ou indústria.
2. As sementes devem ser retiradas de no máximo cinco populações por espécie para assegurar que a maior parte da variação genética seja amostrada. Onde possível, as populações devem ser selecionadas para representar a total extensão geográfica e ambiental das espécies.
3. As sementes devem ser retiradas em número de 10 a 50 indivíduos por população. Amostragem inferior a 10 indivíduos pode não apresentar alelos que são comuns na população.
4. O número de sementes (ou mudas, bulbos, etc.) retirado por planta é determinado

pela viabilidade das sementes das espécies; isto é, sua habilidade em germinar e transformar-se em novas plantas quando em condições adequadas. Se a viabilidade da semente for alta, então somente algumas sementes precisam ser coletadas por espécime.

5. Se as plantas individuais de uma espécie tiverem uma reprodução baixa, a coleta de muitas sementes em um ano pode ter um efeito negativo nas populações amostradas. Uma melhor estratégia seria realizar a coleta por vários anos.

Como conclui o Centro para Conservação de Plantas (1991):

“Coletas para conservação são tão boas quanto a diversidade contida nelas. Desta forma, a prevenção e os métodos que acompanham o trabalho de amostragem têm um papel essencial na determinação da qualidade da coleta, assim como sua utilidade para fins tais como a reintrodução e restauração. A longo prazo, a importância das coletas na biologia de conservação é o seu papel em reforçar o manejo e manutenção das populações naturais. Os coletores deveriam se ver não como entidades estáticas de “preservação”, mas sim como um elo da corrente da sobrevivência e evolução.”

Categorias de Conservação de Espécies

A UICN - União Mundial para Conservação - estabeleceu a seguinte classificação de espécies com a finalidade de preservação das espécies consideradas raras (UICN 1984, 1988). As espécies nas categorias 2-4 são classificadas como “ameaçadas” de extinção. Esta classificação tem se mostrado útil nacional e internacionalmente ao chamar a atenção sobre as espécies que merecem cuidado, e ao identificar as ameaçadas de extinção e que requerem sua proteção através de acordos internacionais tais como a Convenção sobre Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas (CITES).

1. **Extintas:** espécies (e outras taxas, tais como subespécies e variedades) que não mais existem no ambiente natural. As buscas nas localidades onde as espécies eram encontradas e de outros possíveis sítios não têm sido bem-sucedidas na descoberta destas espécies.

2. Em perigo: Espécies que têm grande probabilidade de extinção no futuro próximo. Estão incluídas as espécies cujo número tenha sido reduzido ao ponto em que a sobrevivência das espécies é improvável se tal tendência persistir.

3. Vulneráveis: Espécies que podem se tornar ameaçadas no futuro próximo uma vez que suas populações estão diminuindo em tamanho em toda a sua extensão. A viabilidade a longo prazo das espécies vulneráveis é incerta.

4. Raras: Espécies que têm um número reduzido de indivíduos, freqüentemente devido às extensões geográficas limitadas ou a baixas densidades populacionais. Embora estas espécies possam não enfrentar nenhum perigo imediato, seus números reduzidos tornam-nas possíveis candidatas à extinção.

5. Insuficientemente conhecidas: Espécies que provavelmente pertencem a uma das categorias de conservação mas que não são suficientemente conhecidas para serem classificadas.

Usando as categorias da UICN, o Centro de Monitoramento de Conservação Mundial (WCMC) tem avaliado e descrito as ameaças de cerca de 60.000 plantas e 2.000 espécies animais em seus Livros Vermelhos (Tabela 3.1; IUCN, 1990). A grande maioria das espécies nestas listagens são plantas, refletindo a atual tendência de listar espécies de plantas em habitats ameaçados. Entretanto, há também numerosas espécies listadas de peixes (343),

TABELA 3.1 - Número de espécies ameaçadas e presumivelmente ameaçadas por táxon e categorias de ameaça.

Táxon	Espécies Ameaçadas					Espécies Presumivelmente Ameaçadas
	Categoria				Total	
	EX	CR	EN	VU	Total	
Mamíferos	5	13	12	10	40	25
Aves	4	12	27	40	83	64
Répteis	0	3	2	5	10	15
Anfíbios	0	0	1	10	11	17
Peixes	0	1	0	2	3	32
Invertebrados	3	4	13	11	31	12
Total	12	33	55	78	178	165

Obs: EX Provavelmente extinta; CR Criticamente em perigo; EN Em perigo; VU Vulnerável

Fonte: Machado et al. 1998

anfíbios (50), répteis (170), invertebrados (1.355, pássaros (1.037), e mamíferos (497). O sistema do IUCN tem sido utilizado para áreas geográficas específicas como um meio de ressaltar as prioridades de conservação.

O Estado de Minas Gerais é um exemplo disto. A Tabela 3.1 mostra que 12 espécies são consideradas extintas, após o que aumenta a cada classe o número de espécies. Esta ordem reversa sugere que a dinâmica de perda de espécies já se encontra instalada no Estado de Minas Gerais, porque de modo geral, se espera que uma espécie, antes de seu desaparecimento completo na natureza, passe por um gargalo representado pelos sucessivos estágios de ameaça (Machado et al., 1998).

Para ajudar a centrar a atenção nas espécies ameaçadas mais necessitadas de esforços de conservação imediatos, o IUCN produz listagens das plantas e animais mais "ameaçados" do mundo (Cahn e Cahn, 1985). Estas listagens incluem espécies de valor de conservação exemplar. Entre os animais está o kago, um pássaro raro não voador que é o símbolo da Caledônia; o komprey, uma raça bovina primitiva do sudeste da Ásia que tem sido caçada e levada quase à extinção; e o crocodilo do Rio Orinoco, que está sendo dizimado pelo comércio ilegal de peles.

As categorias estabelecidas pelo UICN nos livros vermelhos são o primeiro passo para a proteção das espécies do mundo; entretanto, há certas dificuldades no uso do sistema de categorias (Fitter e Fitter, 1987). Primeiro, cada espécie listada deve ser estudada para determinar sua densidade demográfica e a tendência em seus números. Tais estudos podem ser difíceis, caros e demorados. Segundo, uma espécie deve ser estudada em toda a sua extensão, o que pode significar dificuldades logísticas. Terceiro, as categorias do UICN não são adequadas para a maioria das espécies de insetos, que são pouco conhecidos em sua taxonomia e biologia, e ainda ameaçados de extinção toda vez que se desmatam florestas tropicais. Quarto, as espécies são freqüentemente listadas como ameaçadas mesmo que não tenham sido localizadas por muitos anos, presumivelmente por suposição de que serão relocalizadas se uma busca mais completa for feita. Como exemplo, um levantamento da história natural da Ilha de Sulawesi, na Indonésia, mostrou que muitos peixes endêmicos e espécies de pássaros não tinham sido vistos por várias décadas; seu status era desconhecido e eles não foram listados no Livro Vermelho (Whitten et al., 1987). Em tais situações, as espécies que não tenham sido localizadas por muitos anos e cujos habitats tenham sido seriamente

danificados pela ação humana deveriam ser listadas como extintas ou ameaçadas, até que estudos de campo tenham sido feitos para determinar sua real condição (Diamond, 1987).

O problema mais sério com o sistema do UICN é que os critérios para designar as espécies em categorias específicas são subjetivos. Com um número maior de pessoas e organizações envolvidas na classificação e avaliação das categorias, há uma possibilidade de que as espécies sejam categorizadas arbitrariamente em determinadas categorias. Para remediar esta situação, Mace e Lande (1991) propuseram um sistema em três níveis de classificação baseado na probabilidade de extinção:

1. *As espécies críticas* têm 50% ou mais de probabilidade de extinção dentro de 5 anos ou 2 gerações.
2. *As espécies ameaçadas* têm de 20 a 50 % de probabilidade de extinção dentro de 20 anos ou 10 gerações.
3. *As espécies vulneráveis* têm de 10 a 20% de probabilidade de extinção dentro de 100 anos.

Os critérios para estas categorias são baseados em métodos de desenvolvimento da viabilidade populacional e enfocam particularmente as tendências da população e a condição do habitat. Por exemplo, uma espécie crítica tem duas ou mais das seguintes características: uma densidade demográfica total inferior a 50 indivíduos, menos que duas populações com mais de 25 indivíduos para procriação, mais de 20% de declínio nos números populacionais dentro de 2 anos ou 50% dentro de uma geração, ou uma população sujeita a eventos catastróficos a cada 5 ou 10 anos nos quais metade ou mais da sua população morre. As espécies podem também ser classificadas como críticas a partir de uma perda de habitat comprovada ou prevista, um desequilíbrio ecológico, ou exploração comercial. Usando esta abordagem, até 43% de todas as espécies de vertebrados podem ser considerados com algum grau de ameaça de extinção (Mace, 1994). A vantagem deste sistema é que ele fornece um método padrão pelo qual as decisões podem ser revistas e avaliadas por outros cientistas de acordo com critérios quantitativos aceitos e usando qualquer informação disponível. No entanto, este método pode ainda se tornar arbitrário quando as decisões têm que ser feitas sem dados suficientes.

Proteção Legal de Espécies

Legislações Nacionais

A nossa legislação ambiental é voltada para a conservação de ecossistemas. Existem historicamente poucas menções particulares a espécies. A primeira limitação à extração de uma espécie foi feita pela Coroa Real Portuguesa, que tornou as árvores de Pau-Brasil propriedade real, e o seu corte sujeito a concessão. Menos do que preocupação com a conservação da espécie, a Coroa pretendia impedir que navios franceses extraíssem madeira da colônia. Posteriormente, outras espécies foram incluídas na lista, criando o termo madeira de lei (Dean, 1995).

A legislação ambiental atual raramente trata de espécies, como no artigo 16 do código florestal, que obriga a extração racional da floresta de Araucária (sem no entanto definir este termo), e pela Portaria IBAMA 439, de 1989, que obriga os produtores de palmito a repor os indivíduos extraídos na razão de três para um.

Recentemente, os Estados passaram a publicar listas de espécies ameaçadas, como o Rio de Janeiro (Portaria SEMA, 01 de 1998) e Minas Gerais (Deliberação 041/95 do Conselho Estadual de Política Ambiental), além da Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção (Portaria IBAMA 1.522, 1989).

A estratégia de listar espécies em extinção é recomendada pela UICN, que edita suas conhecidas Listas Vermelhas de Espécies Ameaçadas. Esta estratégia é bastante utilizada nos Estados Unidos, cuja principal lei para a proteção de espécies é a Lei das Espécies em Extinção [Endangered Species Act] de 1973. Esta lei serviu como modelo para outros países, além do Brasil, embora sua implementação frequentemente tenha se mostrado controversa (Rohlf, 1989, 1991; Clark et al., 1994; Chadwick, 1995).

A Lei das Espécies em Extinção foi criada pelo Congresso dos EUA para "proporcionar um meio no qual os ecossistemas dos quais dependem espécies em extinção e espécies ameaçadas possam ser conservados (e) para proporcionar um programa para a conservação de tais espécies". As espécies são protegidas pela Lei se estiverem incluídas em uma lista oficial de espécies em

extinção ou ameaçadas. De acordo com a definição da lei, espécies em extinção são aquelas que correm o risco de se extinguir, como resultado de atividades humanas ou por causas naturais, completamente, ou uma parcela importante de sua classe, enquanto que espécies ameaçadas são aquelas que tendem a se tornar espécies em extinção em um futuro próximo. A Secretaria do Interior, agindo por intermédio do Serviço de Vida Selvagem e Peixes dos EUA (U.S. Fish and Wildlife Service), e a Secretaria de Comércio, agindo por intermédio do Serviço Nacional de Pesca Marinha (National Marine Fisheries Service - NMFS), podem acrescentar e retirar espécies da lista com base nas informações que lhes são disponibilizadas. Além disso, é necessário um plano de recuperação para cada espécie listada. Nos Estados Unidos, mais de 900 espécies foram listadas, além de cerca de 500 espécies de outras partes do mundo. A lei exige que todas as agências governamentais consultem o Serviço de Vida Selvagem e Peixes dos EUA e o NMFS para determinar se suas atividades afetarão espécies incluídas na lista, e proíbe atividades que possam prejudicar essas espécies ou seu habitat. A lei também evita que pessoas físicas ou jurídicas e autoridades locais danifiquem ou “se apropriem” das espécies incluídas na lista, e proíbe todo o seu comércio.

Nas duas décadas desde sua criação, a Lei das Espécies em Extinção tornou-se cada vez mais importante como ferramenta de conservação. A lei proporcionou uma base legal para a proteção das espécies animais mais significativas nos Estados Unidos, tal como o urso cinza, a águia de cabeça branca, o grou e o lobo cinzento. Devido ao fato de a legislação proteger o ecossistema no qual as espécies em extinção vivem, comunidades biológicas inteiras e milhares de outras espécies também foram protegidas efetivamente (Orians, 1993). A lei também se tornou uma fonte de discussão entre a conservação e os interesses comerciais nos Estados Unidos. A proteção garantida às espécies listadas é tão forte que interesses comerciais freqüentemente provocam grandes “lobbies” contra a listagem de espécies em suas áreas. Atualmente, 3.700 espécies são candidatas a fazerem parte da listagem; na espera por decisões oficiais, algumas dessas espécies provavelmente se extinguíram (Horton, 1992). O lobby dos empresários reluta em permitir que novas espécies sejam adicionadas à lista, por causa da dificuldade de reabilitar espécies a ponto de elas poderem ser retiradas da lista. Até agora apenas 5 de 749 espécies listadas foram removidas da lista, sendo que os sucessos mais notáveis foram o pelicano marrom e o crocodilo americano. Em 1994 a

águia de cabeça branca saiu da categoria “em extinção” altamente controlada para a categoria “ameaçada”, menos crítica, em reconhecimento de que seu número havia aumentado de 400 casais em procriação na década de 1960 para os atuais 4.000. A dificuldade em implementar planos de recuperação geralmente não é primariamente biológica, mas é em grande medida política, administrativa e principalmente financeira. O Serviço de Vida Selvagem e Peixes dos EUA gasta anualmente menos de US\$ 50 milhões em atividades relacionadas com a Lei, mas uma estimativa recente sugere que são necessários mais de US\$ 4 bilhões para eliminar a ameaça de extinção de todas as espécies listadas.

O uso de listas de espécies ameaçadas traz em si alguns problemas, que podem ser conhecidos através da experiência americana com a Lei de Espécies Ameaçadas, já de duas décadas. A grande maioria das espécies relacionadas na Lei é de plantas e vertebrados, a despeito do fato de que a maioria das espécies é de insetos e outros invertebrados. Também cerca da metade de 300 espécies de mexilhões de água doce encontrados nos Estados Unidos está diminuindo, em perigo de extinção ou já extinta. Mesmo assim 56 espécies estão listadas na lei (Stolzenburg, 1992); (Chawick, 1995). Ambos os fatos mostram que existe uma dose de subjetividade na elaboração das listas. Além disto, em um país como o Brasil, diferentemente dos Estados Unidos, estamos longe de conhecer todas as nossas espécies. As espécies ainda não descritas, que são, em muitos casos, também as mais raras, nunca constarão de uma lista de espécies ameaçadas.

As listas de espécies ameaçadas têm, no entanto, grande apelo junto ao público, servindo como instrumento de educação ambiental. A divulgação de uma lista de espécies ameaçadas é afinal uma discriminação do patrimônio que estamos arriscados a perder se nenhuma medida for tomada. As vantagens e desvantagens de se utilizar listas de espécies ameaçadas devem ser conhecidas por todos aqueles que estão envolvidos na elaboração de políticas ambientais.

Acordos Internacionais

A proteção da diversidade biológica precisa ser considerada nos vários níveis de governo. Se, de um lado, os principais mecanismos de controle existentes no mundo são feitos de forma isolada pelos países, por outro, os acordos internacionais estão, cada vez mais, sendo usados para proteger as espécies e os habitats. A cooperação internacional é uma exigência crucial por várias razões. Em primeiro lugar, as espécies freqüentemente migram para além das fronteiras internacionais. Os esforços de conservação para proteger as espécies migratórias de pássaros no norte da Europa não funcionarão, se o habitat dos pássaros que se protegem do inverno na África for destruído.

Em segundo lugar, o comércio internacional de produtos biológicos pode resultar numa super-exploração de espécies para suprir a demanda. O controle e o manejo do comércio são necessários tanto na exportação quanto na importação.

Em terceiro lugar, os benefícios da diversidade biológica são de importância internacional. Os países ricos das zonas temperadas, que se beneficiam da diversidade biológica tropical, precisam estar dispostos a ajudar os países menos ricos que a preservam.

Finalmente, muitos dos problemas que ameaçam as espécies e os ecossistemas são de âmbito internacional e requerem cooperação internacional para resolvê-los. Essas ameaças incluem a caça e a pesca predatórias, a poluição atmosférica, a chuva ácida, a poluição de lagos, rios e oceanos, a mudança climática global e a redução do ozônio.

O único tratado internacional importante que protege as espécies é a Convenção do Tratado Internacional de Espécies Ameaçadas (CITES) firmada em 1973, em conjunto com o programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP) (Wijnstkers, 1992; Hemley, 1994). O tratado está atualmente endossado por mais de 120 países. O CITES fornece uma lista de espécies cujo comércio internacional será controlado; os países membros concordam em restringir o comércio e a exploração destrutiva daquelas espécies (Fitzgerald, 1989). O Anexo I do tratado inclui aproximadamente 675 animais e plantas cuja comercialização está proibida e o Anexo II inclui cerca de 3.700 animais e 21.000 plantas cujo comércio internacional é regulado e monitorado. Entre as plantas, os Anexos I e II contemplam importantes espécies herbáceas tais como, orquídeas, cicadáceas, cactos, plantas carnívoras e samambaias;

FIGURA 3.24. *As populações de elefantes africanos estavam declinando à taxas alarmantes em muitos países africanos até que o comércio foi banido pelo tratado CITES. O comércio ilegal continua a ameaçar os animais; estas presas foram confiscadas com traficantes pelos guardas parque de KwaZulu (Foto R. de La Harpe / Biological Photo Service)*



cada vez mais eles contemplam espécies de árvores. Entre os animais, os grupos cuidadosamente controlados incluem os papagaios, felinos, baleias, tartarugas marinhas, pássaros predadores, rinocerontes, ursos, primatas, as espécies escolhidas como animais de estimação, para zoológicos, e comercialização em aquários, e as espécies caçadas para o comércio de pele, lã ou outros produtos comerciais.

Os tratados internacionais tais como o CITES são implementados quando um país signatário emite leis que caracterizam sua violação como ato criminoso. Uma vez que as leis do CITES são promulgadas em um país, a polícia, as autoridades alfandegárias, as autoridades ambientalistas e outros agentes governamentais podem prender e processar os indivíduos em posse ou que comercializam as espécies listadas no CITES e apreender os produtos ou órgãos envolvidos. Os seguintes organismos fornecem Consultoria Técnica aos países: UICN - The World Conserva-

tion Union Wildlife Trade Specialist Group (Grupo Especializado em Comercialização de Espécies Silvestres do Sindicato Internacional para Conservação), o Fundo Internacional para a Natureza (WWF) a Rede TRAFFIC e o Centro Mundial de Monitoração da Conservação (WCMC), Unidade de Monitoração do Comércio das Espécies Silvestres. O sucesso mais notável do CITES foi uma interdição no comércio de marfim que estava causando graves reduções das populações de elefantes da África (figura 3.24).

Outro tratado internacional é a Convenção sobre as Espécies Migratórias de Animais Silvestres, assinada em 1979, com enfoque principal nas espécies de pássaros. Esta convenção serve como importante complemento ao CITES por encorajar os esforços internacionais no sentido de preservar as espécies de pássaros que migram para além das fronteiras internacionais, e por enfatizar as abordagens regionais no que diz respeito à regulamentação da pesquisa, administração e caça. O problema com esta convenção é que apenas 36 países a assinaram e seu orçamento é muito limitado. Ela também não contempla outras espécies migratórias, tais como os mamíferos e peixes marinhos.

Outros acordos internacionais importantes que protegem as espécies são:

- *A Convenção sobre a Conservação dos Recursos Marinhos Vivos da Antártica*
- *A Convenção Internacional para a Regulamentação da pesca à Baleia, que constituiu a Comissão Internacional de Pesca à Baleia*
- *A Convenção Internacional para a Proteção de Pássaros e a Convenção Benelux sobre Caça e Proteção de Pássaros*
- *A Convenção sobre Pesca e Conservação dos Recursos Vivos no Mar Báltico*
- *Diversos acordos que protegem grupos específicos de animais tais como os pitus, lagostas, caranguejos, focas (comércio de pele), salmões e vicunhas*

Um ponto fraco nestes tratados internacionais é que a participação é voluntária; os países podem sair da convenção para ir atrás de seus próprios interesses quando consideram difícil a obediência ao acordo (French, 1994). Esta falha foi evidenciada recentemente quando muitos países deixaram a Comissão Internacional de Pesca à Baleia porque esta proibiu a caça (Ellis, 1992). É necessário que haja persuasão e pressão pública para induzir os países a colocar em vigor as cláusulas dos tratados e processar aqueles que a violam.

Resumo

1. Os biólogos têm observado que as populações reduzidas têm uma tendência maior de se extinguir do que as grandes populações. A densidade demográfica mínima viável (MVP) é o número de indivíduos necessário para assegurar que a população tenha uma alta probabilidade de sobreviver no futuro.
2. As populações de tamanho reduzido estão sujeitas à rápida extinção devido a três razões principais: perda de variabilidade genética e depressão endogâmica, flutuações demográficas; e a variação ambiental combinada com catástrofes naturais. Os efeitos conjuntos desses fatores têm sido comparados a um vórtice que tende a levar populações de tamanho reduzido à extinção. A análise da viabilidade populacional usa dados demográficos, genéticos, ambientais, e de catástrofes naturais para estimar a MVP de uma população e sua probabilidade de sobrevivência em um ambiente.
3. Os biólogos de conservação freqüentemente determinam se uma espécie ameaçada é estável, está aumentando, flutuando, ou em declínio, através do monitoramento de suas populações. Em geral, a chave para a proteção e manejo de uma espécie rara ou ameaçada é a compreensão de sua história natural. Algumas espécies raras são mais precisamente descritas como metapopulações nas quais um mosaico de populações temporárias depende de um certo grau de migração e recolonização.
4. As novas populações de espécies raras e ameaçadas podem ser reestabelecidas através do uso de indivíduos criados em cativeiro ou retirados da natureza. Os mamíferos e pássaros criados em cativeiro provavelmente exigem treinamento social e comportamental antes de serem libertados, e necessitam de uma certa manutenção depois de soltos. A reintrodução de plantas requer uma abordagem diferente devido às suas necessidades ambientais específicas quando em estágio de semente e muda.
5. Algumas espécies ameaçadas de extinção no ambiente natural podem ser mantidas em zoológicos, aquários e jardins botânicos; esta estratégia é conhecida como conservação ex situ. Estas colônias em cativeiro podem, às vezes, ser usadas posteriormente para o restabelecimento das espécies na natureza.
6. Para evidenciar o status de espécies para fins de conservação, a UICN - União Internacional para Conservação da Natureza estabeleceu cinco cat-

egorias principais de conservação: extintas, ameaçadas, vulneráveis, raras e insuficientemente conhecidas. Este sistema de classificação é atualmente amplamente usado para avaliar o status das espécies e estabelecer prioridades de conservação.

7. A legislação brasileira é pouco voltada para espécies em particular, ao contrário da legislação americana, baseada na Lei de Espécies Ameaçadas, de 1973. O conceito de lista de espécies ameaçadas têm vantagens e desvantagens que devem ser conhecidas por aqueles que elaboram políticas ambientais.

8. Acordos e convenções internacionais sobre a proteção da diversidade biológica são necessários porque as espécies migram para além das fronteiras, porque há um comércio internacional de produtos biológicos, porque os benefícios da diversidade biológica são de relevância internacional, e porque as ameaças à diversidade freqüentemente ocorrem em nível internacional. A Convenção de Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas (CITES) foi assinada para regulamentar e monitorar o comércio.

CAPÍTULO 4

Conservação de Comunidades

A conservação de comunidades biológicas intactas é o modo mais eficaz de preservação da diversidade biológica como um todo. Como nós temos recursos e conhecimento suficientes para manter em cativeiro somente uma pequena parcela das espécies do mundo, esta é a única forma de se preservar espécies em larga escala. As comunidades biológicas podem ser preservadas através do estabelecimento de áreas protegidas, implementação de medidas de conservação fora das áreas protegidas, e restauração das comunidades biológicas em habitats degradados.

Comunidades biológicas variam desde algumas que são praticamente intactas, tais como as comunidades encontradas no fundo do oceano ou nas áreas mais remotas da floresta tropical amazônica, até aquelas que são em grande parte alteradas pela ação do homem, como as áreas cultivadas, as cidades e os lagos artificiais. No entanto, mesmo nas áreas mais remotas, pode-se observar a ação do ser humano na forma de aumento dos níveis de dióxido de carbono e de exploração de produtos naturais e, por outro lado, mesmo nos ambientes mais modificados pelo homem, ainda encontra-se remanescentes da biota original. Os habitats com níveis intermediários de perturbação consistem em um dos mais interessantes desafios e oportunidades de conservação biológica, já que quase sempre ocupam grandes áreas. Uma considerável diversidade biológica pode ser encontrada em florestas tropicais onde foi feita extração seletiva de madeira, em oceanos e mares com grande atividade pesqueira e em pastagens (Western, 1989). Quando se estabelece uma área de conservação, é preciso

que se tenha o compromisso de proteger a diversidade biológica e a função do ecossistema e de satisfazer as necessidades imediatas e de longo prazo da população local junto à autoridade nacional responsável pelos recursos.

Áreas Protegidas

Uma das medidas mais controvertidas na preservação de comunidades biológicas é o estabelecimento das áreas legalmente protegidas. Se, por um lado, a legislação e a aquisição de terras, por si só, não asseguram a preservação do habitat, por outro, representam um importante ponto de partida.

O estabelecimento de áreas protegidas pode ser feito de muitas maneiras mas os dois mecanismos mais comuns são a ação governamental (frequentemente em nível nacional, mas também em nível regional ou local) e aquisição de terras por pessoas físicas e organizações de conservação. Os governos podem estabelecer as terras que serão consideradas áreas protegidas e promulgar leis que permitam vários níveis na sua utilização comercial dos recursos, utilização tradicional pela população local, e utilização para fins de lazer. Muitas áreas protegidas têm sido estabelecidas por organizações privadas de conservação, tais como a Fundação Boticário, a Fundação Biodiversitas, a Nature Conservancy e a Audubon Society (Grove, 1988).

Uma prática cada vez mais comum é a da parceria entre o governo e organizações internacionais de conservação, bancos multinacionais e os governos dos países ricos. Em tais parcerias, as organizações de conservação muitas vezes fornecem recursos financeiros, treinamento e assistência científica e administrativa para ajudar o governo a estabelecer uma nova área de proteção. O ritmo dessa colaboração está se acelerando graças aos novos recursos fornecidos pela Global Environmental Facility (GEF) criado pelo Banco Mundial e por agências das Nações Unidas (veja Capítulo 5).

As áreas protegidas também têm sido estabelecidas por sociedades tradicionais que desejam manter seu modo de vida. O governo federal tem

reconhecido os direitos que as sociedades tradicionais têm sobre a terra não só no Brasil, como também nos Estados Unidos, Canadá e Malásia, embora isto muitas vezes só aconteça após brigas em tribunais, na imprensa e na própria terra em questão. Em muitos casos, a alegação de direito sobre terras tradicionais leva a confrontos violentos, várias vezes com perdas de vida, com as autoridades que desejam o desenvolvimento das mesmas (Poffenberger, 1990; Gadgil e Guha, 1992).

Uma vez que a área esteja sob proteção, devem ser tomadas decisões quanto ao grau de interferência humana que será permitido naquele local. O IUCN – The World Conservation Union desenvolveu um sistema de classificação para áreas protegidas que vai de uso mínimo a uso intensivo do habitat (IUCN 1984, 1985; McNeely et al., 1994):

1. As reservas naturais e as áreas virgens são territórios rigorosamente protegidos para fins de estudos científicos, educação e monitoramento ambiental. Estas reservas permitem a manutenção das populações de espécies e a continuidade dos processos de ecossistema com a menor interferência possível.
2. Os Parques Nacionais são grandes áreas de beleza natural e cênica, mantidas com o propósito de dar proteção a um ou mais ecossistemas e para uso científico, educacional e recreativo. Não são habitualmente utilizados para extração comercial de recursos.
3. Monumentos e áreas de referência nacionais são reservas menores destinadas a preservar características biológicas, geológicas ou culturais singulares de interesse especial.
4. Os santuários e reservas naturais manejados são semelhantes às reservas naturais restritas, porém um pouco de manipulação pode ocorrer a fim de se manter as características da comunidade. Um certo grau de extração controlada pode também ser permitida.
5. As áreas de proteção ambiental (paisagens, seguindo a nomenclatura da IUCN) permitem o uso tradicional não destrutivo do meio ambiente pela população local, particularmente onde este uso tenha gerado uma área de características culturais, estéticas e ecológicas distintas. Tais lugares oferecem oportunidades especiais para turismo e recreação.
6. Reservas são áreas nas quais os recursos naturais são preservados para o futuro e onde a utilização de recursos é controlada de forma compatível com as políticas nacionais.

7. Áreas naturais bióticas e reservas antropológicas permitem que as sociedades tradicionais continuem mantendo seu modo de vida sem interferência externa. Frequentemente estas pessoas caçam e extraem recursos para uso próprio e praticam uma agricultura tradicional.
8. As áreas de manejo de uso múltiplo dão oportunidade a uma utilização sustentável de recursos naturais, incluindo água, vida selvagem, pastagem para gado, extração de madeira, turismo e pesca. Quase sempre a preservação de comunidades biológicas é compatível com estas atividades.

Dessas categorias, as cinco primeiras podem ser consideradas verdadeiramente **áreas protegidas**, sendo que o habitat é manejado, em primeiro lugar, para a diversidade biológica. As áreas que se enquadram nas três últimas categorias são manejadas, mas não basicamente para fins de diversidade biológica, embora este possa ser um objetivo secundário. Estas **áreas manejadas** podem ter um significado particular porque são, muitas vezes, maiores do que as áreas protegidas; porque contêm ainda muitas ou mesmo a maioria de suas espécies originais, e porque as áreas protegidas frequentemente encontram-se imersas em uma matriz de áreas manejadas.

Áreas de proteção existentes

Até 1993, um total de 8.619 áreas protegidas tinha sido instituído em todo o mundo, num total de 7.922.660 Km² (Tabela 4.1; WRI/UNEP/UNDP, 1994). O maior Parque individual do mundo está na Groenlândia, com 700.000 Km². O maior Parque brasileiro é o Parque Nacional do Jaú-AM com 22.720 Km², superior ao Estado de Sergipe (*figura 4.1*). Embora a extensão total de área protegida possa impressionar pelo seu tamanho, ela representa apenas 5,9% da superfície seca da Terra. Somente 3,5% da superfície seca da Terra está dentro das categorias estritamente protegidas de reservas científicas e Parques Nacionais. A maior área protegida está na América do Norte, na América Central e na

TABELA 4.1. Áreas Protegidas e Manejadas no Mundo^a

Região	Áreas Totalmente Protegidas (Categorias da IUCN de I-III)		Áreas Manejadas (Categorias da IUCN de IV-V)		% de área protegida
	Nº. de áreas	Tamanho (x 1000 ha)	Nº. de áreas	Tamanho (x 1000 ha)	
África	300	90.091	446	63.952	5,2
Ásia	629	105.553	1.104	57.324	5,3
América do Norte	1.243	113.370	1.090	101.344	11,7
América Central	200	8.346	214	6.446	5,6
América do Sul	487	81.080	323	47.933	7,4
Europa ^b	615	47.665	2.538	57.544	4,7
Oceania ^c	1.028	53.341	184	7.041	7,1
Mundo	4.502	499.446	5.899	348.433	6,4

Fonte: WRI, 1998

^a Inclui somente áreas acima de 1000 ha não inclui áreas protegidas particulares ou locais; também não inclui Antártida ou Groenlândia

^b Inclui a antiga Rússia

^c Inclui a Austrália, Nova Zelândia, Papua Nova Guiné, Fiji e as Ilhas Salomão.



FIGURA 4.1. O Parque Nacional do Jaú é a maior Unidade de Conservação de uso indireto no Brasil, com uma área superior ao Estado de Sergipe. A criação deste Parque objetiva a proteção integral da sua área e da bacia hidrográfica do Rio Jaú.

Oceania, e a menor, na antiga União Soviética. A proporção de terras em áreas protegidas varia muito entre os países, com grandes proporções de áreas de proteção em países como a Alemanha (24,6%), Áustria (25,3%) e Reino Unido (18,9%), e proporções surpreendentemente pequenas em outros, incluindo a Rússia (1,2%), Grécia (0,8%) e Turquia (0,3%). O Brasil, segundo os controvertidos dados do Ministério do Meio Ambiente, possui 8,3% de sua superfície em áreas protegidas, porém somente 1,85% está nas categorias mais restritas, também chamadas de uso indireto (WWF, 2000). Os números por países e continentes são apenas estimativos, porque, às vezes, as leis de proteção aos Parques Nacionais e santuários virgens não estão efetivamente em vigor e, outras vezes, as reservas de recursos e áreas de manejo de múltiplo uso são cuidadosamente protegidas na prática. Exemplos dessas últimas são as porções das Florestas Nacionais Americanas instituídas como áreas virgens.

As áreas protegidas nunca serão mais que uma pequena porcentagem da superfície da Terra – talvez 7% a 10%, ou um pouco mais – devido às necessidades da sociedade humana de recursos naturais. O estabelecimento de novas áreas de proteção teve o seu auge no período de 1970-1975, e desde então vem decrescendo, provavelmente porque as terras ainda existentes já tenham sido designadas para outros fins (McNeely, et al. 1994). Muitas áreas protegidas estão situadas em terras consideradas de pouco valor econômico. Esta área limitada de habitat protegido enfatiza o significado biológico da terra que é manejada para a produção de recursos. Nos Estados Unidos, o Serviço Florestal e o Bureau de Manejo de Terras, juntos, administram 23,5% da área, enquanto que na Costa Rica, cerca de 17% da área é administrada como florestas e reservas indígenas.

A área total em unidades de conservação no Brasil é matéria controversa. Enquanto o **Ministério do Meio Ambiente** afirma que as Unidades de Conservação protegem 8,5% da superfície do Brasil, o WWF afirma que a superfície total das unidades de conservação de uso restrito minimamente ou razoavelmente implementadas representa 0,4% da superfície total do país (WWF, 2000).

<http://www.mma.gov.br>

A Eficácia das Áreas Protegidas

Qual a eficácia das áreas protegidas para a preservação de espécies, se elas representam apenas uma pequena porcentagem da superfície da Terra? Alguns locais apresentam uma grande concentração de espécies, como ao longo de gradientes de elevação, onde formações geológicas diferentes estão justapostas, em áreas geologicamente antigas e em locais com abundância de recursos naturais essenciais (estuários de rios que concentram nutrientes e matas ciliares que concentram umidade no cerrado) (Terborgh, 1976; Bibby et al., 1992; Carroll, 1992). Muitas vezes uma região contém grandes extensões de um tipo de habitat razoavelmente uniforme e apenas algumas áreas pequenas de tipos raros de habitats. Proteger a diversidade biológica, neste caso, provavelmente não dependerá tanto da preservação das grandes áreas de habitat, quanto da inclusão de representantes de todos os tipos de habitats em um sistema de áreas protegidas. Os exemplos a seguir ilustram a eficácia potencial de áreas protegidas com extensão limitada.

- A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Mata do Sossego, em Simonésia, abriga várias espécies ameaçadas de extinção, como a onça parda (*Puma concolor*) e o Mono-Carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) (figura 4.2). Somente os 180 ha desta reserva (figura 3.18) não constituiriam área suficiente para abrigar estas espécies. Não obstante, a Mata do Sossego faz parte de um maciço florestal maior, de aproximadamente 800 ha. Além disto, a Fundação Biodiversitas utiliza esta mata como uma ponte entre duas outras reservas da Região: O Parque Estadual do Rio Doce e o Parque Nacional do Caparaó.

- Na maior parte dos países tropicais da África, a maioria das espécies de pássaros nativos tem populações dentro de áreas protegidas (Tabela 4.2) Por exemplo, o Zaire tem mais de 1.000 espécies de pássaros e 89% deles estão em 3,9% da área sob proteção. Da mesma forma, 85% dos pássaros do Quênia estão protegidos em 5,4% das áreas dos Parques (Sayer e Stuart, 1988).

- O Parque Santa Rosa, no noroeste da Costa Rica, é um bom exemplo da importância de pequenas áreas protegidas. Este Parque cobre apenas 0,2% da área da Costa Rica, e assim mesmo contém populações reprodutivas de 55% das 135 espécies de mariposas do país. O Parque Santa Rosa está dentro do Novo Parque Nacional Guanacaste com 82.500 ha, no qual estima-se estarem as populações de quase todas as mariposas (Janzen, 1988b).

TABELA 4.2. Porcentagem de espécies de pássaros encontrados em áreas protegidas em algumas nações africanas

País	Porcentagem de área protegida por território nacional	Número de espécies de pássaros	Porcentagem de espécies de pássaros encontradas em áreas protegidas
Camarões	3,6	848	76,5
Costa do Marfim	6,2	683	83,2
Gana	5,1	721	77,4
Quênia	5,4	1064	85,3
Malawi	11,3	624	77,7
Nigéria	1,1	831	86,5
Somália	0,5	639	47,3
Tanzânia	12,0	1016	82,0
Uganda	6,7	989	89,0
Zaire	3,9	1086	89,0
Zâmbia	8,6	728	87,5
Zimbábwe	7,1	635	91,5

Fonte: Sayer e Stuart, 1988

Esses exemplos mostram claramente que as áreas protegidas, bem selecionadas, podem incluir muitas, se não a maioria das espécies de um país. Entretanto, o futuro a longo prazo de muitas espécies nessas reservas permanece duvidoso. As populações de muitas espécies podem reduzir-se tanto em tamanho que eventualmente estas chegarão à extinção (Janzen, 1986b). Conseqüentemente, enquanto o número de espécies existentes em um Parque relativamente novo é importante como indicador do seu potencial, o valor real do Parque está na sua habilidade de manter populações de espécies viáveis a longo prazo. Portanto, são importantes o tamanho do Parque e o modo como ele é manejado.

Estabelecimento de Prioridades para Proteção

Em um mundo com uma superpopulação e com restrições econômicas, é necessário estabelecer prioridades para a conservação da diversidade biológica. Enquanto alguns conservacionistas argumentam que não se deveria perder nenhuma espécie, a realidade é que espécies são extintas todos os dias. A verdadeira pergunta é como esta perda de espécies pode ser minimizada tendo em vista a disponibilidade dos recursos humanos e financeiros. As questões fundamentais que devem

ser tratadas pelos conservacionistas são: *O que* precisa ser protegido, *onde* deve ser protegido, e *como* deve ser protegido (Johnson, 1995). Três critérios podem ser usados para estabelecer as prioridades de conservação para proteção das espécies e comunidades.

1. Diferenciação - É dada maior prioridade de conservação a uma comunidade biológica quando ela se compõe basicamente de espécies endêmicas raras do que quando é composta basicamente de espécies comuns disseminadas. Frequentemente é dado mais valor de conservação para uma espécie quando ela é única em termos de taxonomia, ou seja, quando é a única espécie em sua classe ou família, do que quando é um membro de uma classe com muitas espécies (Faith, 1994; VaneWright, et al 1994).

2. Perigo - As espécies em perigo de extinção preocupam mais do que as espécies que não estão ameaçadas. Enquanto o macaco prego de peito amarelo (*Cebus apella xanthosternus*) está na lista de espécies ameaçadas como espécie criticamente em perigo, o mico prego (*Cebus apella*) aumenta sua densidade em fragmentos pequenos e intensamente impactados. As comunidades biológicas ameaçadas pela destruição iminente, também são uma prioridade.

3. Utilidade - As espécies que têm um valor atual ou em potencial têm mais importância para conservação do que as espécies que não têm nenhum uso evidente para as pessoas. Por exemplo, as espécies selvagens parentes do arroz, que são potencialmente úteis para o melhoramento de variedades cultivadas, têm mais prioridade do que as espécies de gramíneas que não têm relações com alguma planta economicamente importante.

O mono carvoeiro (*Brachyteles arachinoides*) (figura 4.2) é um exemplo de uma espécie a qual deveria ter prioridade para conservação, usando-se três critérios: O Mono-Carvoeiro é a única espécie do seu gênero, é o maior primata do continente americano, e o maior mamífero endêmico ao território brasileiro (diferenciação). Ele é encontrado apenas na Mata Atlântica, onde se concentra a maior parte da população brasileira (perigo); e tem um potencial importante como atração turística (utilidade). (Biodiversitas, 1998) Usando-se esses critérios, foram desenvolvidos vários sistemas de prioridade tanto em escala nacional quanto internacional, enfocando a espécie e as comunidades (Johnson, 1995). Essas abordagens são geralmente complementares, fornecendo cada uma, uma perspectiva diferente.

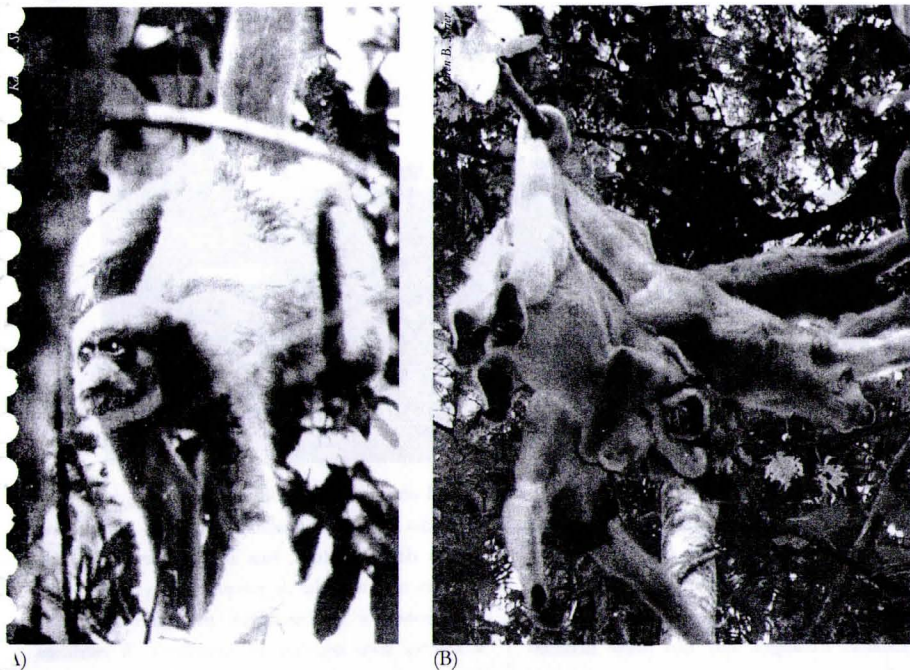


FIGURA 4.2. O mono-carvoeiro (*Alouatta palliata*) é uma espécie com prioridade para conservação, de acordo com os critérios de diferenciação, perigo e utilidade. A ocorrência desta espécie na Mata do Sossego em Simonéia-MG é uma das razões pelas quais a Fundação Biodiversitas está investindo muito esforço na conservação desta área.

A) Jovem macho suspenso pelo rabo. B) Agrupamento de machos adultos.

Abordagens de Espécies

Áreas protegidas podem ser estabelecidas a fim de conservar espécies únicas. Muitos parques nacionais têm sido criados para proteger a “megafauna carismática” que cativa o público, tem valor simbólico e é essencial para o ecoturismo. No processo de proteção dessas espécies, comunidades inteiras que podem englobar milhares de outras espécies também são protegidas. A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, por exemplo, foi implantada com a finalidade de proteger uma espécie endêmica, o Uacari. No processo, um ecossistema único e uma cultura também única estão sendo preservados (veja Quadro 4.1)

A identificação de espécies altamente prioritárias é o primeiro passo para o desenvolvimento de planos de sobrevivência de espécies individuais. Nas Américas, o Programa de Herança Natural e os Centros de Dados de Conservação associados às agências governamentais, estão conseguindo dados sobre a distribuição e ecologia de espécies ameaçadas, tanto do passado como do presente, em todos os 50 estados americanos, 3 províncias canadenses e 13 países da América Latina (Master, 1991). Esta informação está sendo usada no estabelecimento de novos locais de conservação. Outro programa importante é o de Planos de Ação da Comissão para a Sobrevivência das Espécies, da IUCN. Cerca de 2.000 cientistas se organizaram em 80 grupos de especialistas para fornecer avaliações e recomendações sobre mamíferos, pássaros, invertebrados, répteis, peixes e plantas (Stuart, 1987; Species Survival Commission, 1990). Um grupo, por exemplo, apresentou um Plano de Ação para os primatas asiáticos, no qual uma hierarquia de prioridades foi criada para 64 espécies, com base no grau de risco, singularidade de taxonomia, e associação com outros primatas ameaçados (Eudey, 1987). As áreas necessárias para a proteção desses primatas foram destacadas de forma a ajudar as autoridades e as organizações de conservação.

Abordagens de Comunidade e de Ecossistema

Alguns conservacionistas argumentam que as comunidades e ecossistemas, muito mais que as espécies, deveriam ser o alvo dos esforços de conservação (McNaughton, 1989; Scott, et al. 1991; Reid, 1992; Grumbine, 1994b). A conservação das comunidades pode preservar grande quantidade de espécies em uma unidade auto-sustentável, enquanto que o resgate de espécies-alvo é muitas vezes difícil, caro e ineficaz, especialmente em um país com um número gigantesco de espécies, como o nosso. O uso de US\$1 milhão na proteção e manejo de um habitat pode preservar mais espécies a longo prazo do que se conseguiria com a mesma quantia sendo gasta no esforço de salvar apenas uma única espécie notável.

Quadro 4.1. - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá é um exemplo de unidade de conservação bem manejada. O histórico desta unidade de conservação data de 1983, quando o Dr. Marcio Ayres realizou sua tese de doutorado sobre a conservação do Uacari (*Cacujao calvus calvus*), que é endêmico da região. Em 1990, após cinco anos de idas e vindas com os governos federal e estadual, é criada a Estação



Este ambiente raro faz com que Mamirauá seja caracterizada muito mais pelo alto grau de endemismo do que pela alta diversidade, já que poucas espécies estão adaptadas a este ambiente raro. Não obstante, a grande variação sazonal e diversidade de ambientes aquáticos faz com que Mamirauá tenha o maior número de espécies de peixes

(300) já registrado em uma várzea.

A colonização humana recente em Mamirauá data do início do século. Atualmente, existem poucas comunidades indígenas na região, e mesmo estas, apresentam bastante miscigenação, tanto cultural quanto genética.

A maior parte dos assentamentos humanos em Mamirauá está situada ao longo dos rios Japurá e Solimões. A natureza dinâmica do ambiente produz um padrão de ocupação humana que também é

Ecológica Mamirauá, situada na confluência dos rios Solimões e Japurá, com 1.124.000 ha. A característica mais marcante de Mamirauá é ser uma área de várzea, ou uma floresta inundável. O regime de cheias do Solimões determina quanto da reserva será inundada, e quanto estará seca, e por isso é o fator mais importante para a vida silvestre na área. Até mesmo o relevo é determinado pela deposição e erosão de sedimentos, causadas pelas cheias.



caracterizado pela mobilidade. Conforme muda o relevo, mudam os assentamentos. Até mesmo o gado é criado em balsas flutuantes.

A qualidade de vida das pessoas que vivem em Mamirauá era incompatível com a definição legal de Estação Ecológica, que não prevê nenhum uso direto, somente conservação e pesquisa, e mesmo esta é restrita a 10% da área da Estação. A implantação de uma unidade de conservação nestes moldes contaria com a oposição dos moradores, que praticam vários tipos de extração na área.

Em 1996, após quatro anos de projetos na área, o Governo Estadual do Amazonas reclassificou Mamirauá como uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável. Neste mesmo ano, o plano de Manejo da Reserva passou a ser implementado. Ele prevê três programas principais: Extensão e Participação, Pesquisa e Monitoramento e Administração. O programa de extensão é dividido em extensão ecológica e extensão econômica. A pesquisa e monitoramento visam ao manejo da reserva, à informação do público e à viabilização do desenvolvimento sustentável.

A base da Reserva, em Tefé-AM, se parece com um formigueiro em plena atividade. Nela coexistem a

central administrativa, a loja de lembranças, um estúdio de rádio e TV, a cozinha, garagem, dormitórios, centro de informática, sala de reuniões, biblioteca, freezers com material de pesquisa, entre outros. Um time jovem e extremamente motivado administra a reserva com organização impecável. A estrutura humana e material que o Dr. Marcio Ayres conseguiu montar em Mamirauá se deve não só a sua capacidade administrativa, mas também a sua agilidade em captar recursos para a Reserva.

Inúmeras entidades colaboram com a reserva, tanto brasileiras quanto estrangeiras. Um flutuante com todos os confortos da cidade grande está sendo construído para receber turistas estrangeiros a preços diferenciados, o que irá auxiliar a manutenção da reserva a longo prazo. No entanto, no menos confortável flutuante dos pesquisadores, é possível experimentar Mamirauá mais de perto, ouvir as histórias dos guias, dormir em redes e acordar no meio da noite com o guinchado alegre de um boto embaixo da sua janela.

Mamirauá prova que para implementar projetos práticos, os profissionais de conservação devem se envolver com aspectos financeiros, administrativos e políticos.

As prioridades globais para novas áreas protegidas no Brasil e em outros países em desenvolvimento precisam ser estabelecidas de forma que recursos e pessoas estejam voltados para as necessidades mais essenciais. Esse processo de alocação pode reduzir a tendência das agências internacionais de financiamento, cientistas, e executores de desenvolvimento, de subvencionar um pequeno grupo em alguns países politicamente estáveis e acessíveis com perfil para projetos de conservação.

Estabelecer prioridades globais de conservação é mais importante agora do que nunca, pois a quantia de recursos financeiros disponíveis para adquirir e manejar novos Parques Nacionais está aumentando substancialmente, como resultado da criação do programa Recursos Globais para o Ambiente (*Global Environment Facility*) e dos novos fundos para conservação. O GEF está disponibilizando 1,2 bilhões por um período de 3 anos para projetos ambientais, sendo um terço desses fundos alocado para projetos de biodiversidade. Os biólogos de conservação podem ter um papel importante no processo de alocação destes recursos, usando sua experiência de campo para identificar e recomendar novas áreas adequadas para preservação.

A definição de novas áreas de proteção deveria tentar assegurar a proteção de representantes do maior número possível de tipos de comunidades biológicas. Determinar quais áreas do Brasil e do mundo apresentam proteção de conservação adequada e quais necessitam urgentemente de proteção adicional é crucial para o movimento de conservação mundial. Recursos, pesquisa e publicidade devem ser dirigidos a áreas no mundo que precisam de mais proteção. Em todo o mundo, estão sendo avaliadas as regiões que devem ser transformadas em áreas de proteção, sob ameaça, com necessidade de ação e de importância para a conservação (McNeely, et al. 1994).

Análise de lacunas. (Gap Analysis) Uma forma de se determinar a eficácia dos programas de conservação de comunidades e de ecossistema é comparar as prioridades de biodiversidade com as áreas de proteção existentes e aquelas propostas (Scott, et al. 1991). Este trabalho visa identificar "lacunas" na preservação da biodiversidade que precisam ser preenchidas com novas áreas protegidas. Silva e Dinnoti (2001), levantaram a área em unidades de conservação de uso indireto (Parque Nacional, Reserva Biológica e Estação

Ecológica), em cada uma das treze ecorregiões da Mata Atlântica e Campos Sulinos (figura 4.3). Eles concluíram que além da área coberta por unidades de conservação ser reduzida, ela está mal distribuída, pois inclui somente uma pequena parte da variabilidade ambiental existente nos dois domínios (Mata Atlântica e Campos Sulinos). Oito das treze ecorregiões apresentam menos de 1% de suas áreas cobertas por unidades de conservação, e por isso devem ter prioridade para o estabelecimento de novas unidades. São elas: Florestas Costeiras de Pernambuco, Florestas Interioranas de Pernambuco, Brejos Nordestinos, Florestas Costeiras da Bahia, Florestas Interioranas da Bahia, Florestas do Paraná-Paranaíba, Florestas de Araucária e Campos Sulinos.

Análises de lacunas podem ser realizadas também para o mundo como um todo, o que significa proteger exemplares representativos de todas as sete regiões biogeográficas e as 193 províncias biológicas do mundo. Embora todas estas sete regiões do mundo tenham algumas áreas protegidas (Tabela 4.1), 10 das 193 províncias não as possuem e 38 delas têm menos de 1% de sua área sob proteção (McNeely et al., 1994).

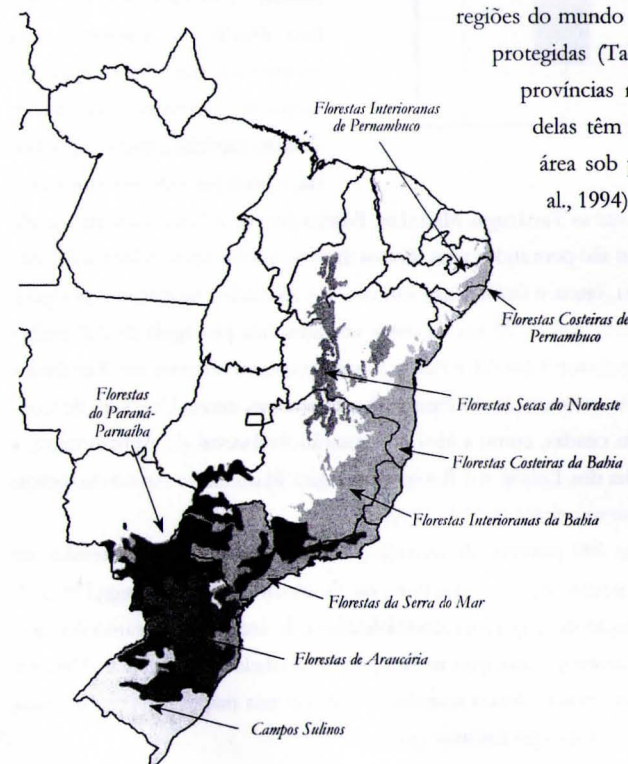


FIGURA 4.3. O domínio da Mata Atlântica e dos Campos Sulinos incluem juntos 13 ecorregiões. A Mata Atlântica inclui 12 ecorregiões e os Campos Sulinos 1. Nas ecorregiões da Mata Atlântica, uma (Brejos Nordestinos) não é reconhecida no mapa elaborado pela WWF. Neste mapa, todos os brejos são incluídos dentro da ecorregião da Caatinga. Fonte: WWF, 2000.

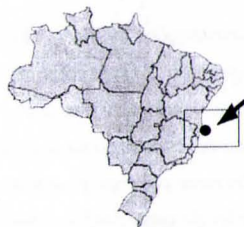
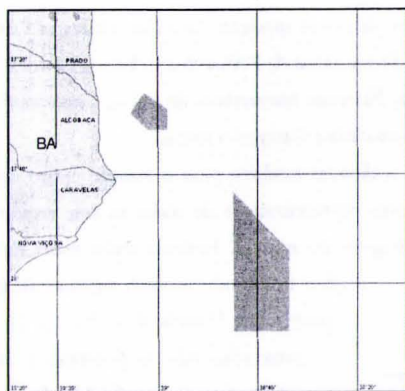


FIGURA 4.4 Localização do Parque Nacional Marinho de Abrolhos. Este, que foi o primeiro Parque Nacional Marinho brasileiro, só veio a ser criado em 1983.



A conservação do mar tem tido bem menos prioridade que a conservação terrestre. O primeiro Parque Nacional Marinho, em Abrolhos, só foi criado em 1983. Seu objetivo é conservar este ecossistema marinho excepcionalmente rico em recifes (são mais de dezoito espécies), algas e ictiofauna, e proteger espécies ameaçadas

de extinção, principalmente as Tartarugas Marinhas, Baleias-Jubarte e Coral Cérebro. Sendo um Parque Nacional, não são permitidos usos diretos da área, apenas usos indiretos de conservação integral da flora, fauna e das belezas naturais, e a educação, recreação e pesquisa. As cinco ilhas de Abrolhos estão a 70 km da costa, em uma área protegida de 266 milhas náuticas (figura 4.4). Os projetos TAMAR e Baleia Jubarte possuem estações em Abrolhos e trabalham ativamente pela conservação do Parque. Recentemente, outras Unidades de Conservação Marinhas foram criadas, como a área de Proteção Ambiental do Anhatomirim, a Reserva Ecológica da Ilha dos Lobos, e a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, graças ao esforço da Coalizão Internacional da Vida Silvestre.

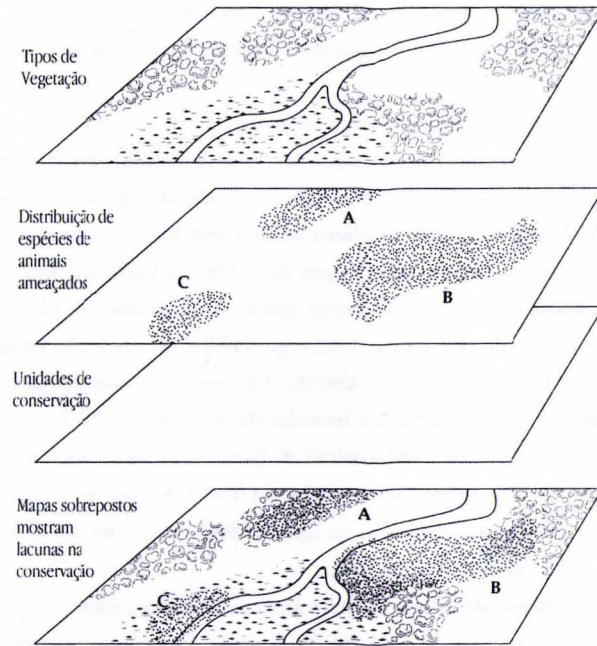
Cerca de 1/4 das 300 reservas de biosfera internacionalmente reconhecidas no mundo, compreendem habitats da costa marítima ou de estuários (Ray e Gregg, 1991). A proteção das áreas de criação das espécies comercializadas e de áreas para a prática do mergulho recreacional estão entre as principais razões para se estabelecer estas áreas (Moley e Leidy, 1992). Infelizmente, muitas dessas reservas só existem nos mapas e recebem pouca proteção efetiva contra a extração predatória e poluição.

Nos Estados Unidos, a diversidade biológica é mais eficientemente protegida ao se assegurar que todos os principais tipos de ecossistema estejam incluídos em um sistema de áreas protegidas. Várias agências federais e estaduais estão envolvidas em um esforço intensivo “de baixo para cima” para identificar e classificar os ecossistemas em nível local, como parte de um programa de proteção à diversidade biológica. Por outro lado, uma abordagem “de cima para baixo” compara um mapa detalhado de vegetação com um mapa de áreas sob proteção governamental (Crum-packer et al., 1988). Nos Estados Unidos, o mapeamento mais amplo de ecossistema foi baseado no sistema de vegetação natural em potencial de Küchler (1964). Este sistema identifica 135 tipos de vegetação natural. Deste total, nove não estão representados pelos 348 milhões de hectares em unidades de conservação, e outros 11 estão representados apenas por áreas pequenas; estes tipos são naturalmente raros ou foram devastados. Estes tipos de comunidades deveriam ter destaque nos esforços de conservação e, se possível, fazerem parte das novas áreas protegidas.

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) representam o desenvolvimento das últimas tecnologias de análise de lacunas, usando computadores para integrar a riqueza de dados sobre o ambiente natural com as informações sobre a distribuição de ecossistemas (Scott et al., 1991; Sample, 1994; Wright et al., 1994). As análises feitas por meio de SIG tornam possível evidenciar as áreas críticas que necessitam ser incluídas nos Parques Nacionais e as áreas que deveriam ser poupadas nos projetos de desenvolvimento. A abordagem básica do SIG envolve armazenamento, visualização e manipulação de dados originados de fontes diversas, tais como tipos de vegetação, clima, solos, topografia, geologia, hidrologia e distribuição de espécies (figura 4.5). Esta abordagem pode evidenciar as relações entre os elementos abióticos e bióticos da paisagem, pode ajudar no planejamento de Parques que incluam a diversidade do ecossistema e, até mesmo, sugerir os locais com potencial para a busca de espécies raras. Fotografias aéreas e imagens de satélite são fontes adicionais de dados para as análises por meio de SIG. Uma série de imagens tomadas ao longo do tempo pode revelar padrões de destruição de habitat que requerem atenção imediata.

Centros de biodiversidade. Com a finalidade de se estabelecer prioridades para conservação, a IUCN - União de Conservação Mundial, o Centro de Monitoramento de Conservação Mundial e outros, têm tentado identificar as áreas-chave no mundo com grande diversidade biológica e altos níveis de

FIGURA 4.5. Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) garantem um método para integrar uma grande variedade de dados para análise e disposição em mapas. Neste exemplo, tipos de vegetação, distribuições de animais e áreas protegidas são sobrepostas para evidenciar áreas que necessitam de proteção adicional. (Segundo Jett et al. 1991).



endemismo e sob perigo imediato de extinções das espécies e de destruição de habitats: chamadas de “áreas-chave” (hot-spots) para preservação (figura 4.6; Tabela 4.3). Usando esses critérios para plantas de florestas tropicais, Mittermeier (1999) identificou 25 “áreas chave” tropicais que, juntas, reúnem 44% das espécies de plantas do mundo, 28% das espécies de aves, 30% das espécies de mamíferos, 38% dos répteis e 54% dos anfíbios em apenas 1,4% da superfície terrestre. Outra abordagem valiosa foi a identificação de dezessete países com “megadiversidade” que, juntos, concentram 60-70% da diversidade biológica do mundo: México, Colômbia, Brasil, Peru, Equador, Venezuela, Estados Unidos, Congo, África do Sul, Madagascar, Indonésia, Malásia, Filipinas, Índia, China, Papua Nova Guiné e Austrália. Esses países são possíveis alvos para maiores financiamentos e cuidados de conservação (Tabela 4.4; Mittermeier et al., 1999).

TABELA 4.3. Dez países com o maior número de espécies de grupos de organismos bem conhecidos e selecionados.

	Extensão original (x 1000 Km ²)	%	%	Número de		
				Plantas	Aves	Mamíferos
1. Andes Tropicais	1.258	25,0	6,3	45.000	1.666	414
2. Chile Central	300	30,0	3,1	3.429	198	56
3. Chocó/Darién/(Equador Ocidental)	261	24,2	6,3	9.000	830	235
4. Mesoamérica	1.155	20,0	12,0	24.000	1.193	521
5. Califórnia	324	24,7	9,7	4.426	341	145
6. Caribe	264	11,3	15,6	12.000	668	164
7. Cerrado	1.783	20,0	1,2	10.000	837	161
8. Floresta Atlântica	1.227	7,5	2,7	20.000	620	261
9. Florestas de Guiné (África Ocidental)	1.265	10,0	1,6	9.000	514	551
10. Karoo (África do Sul)	112	27,0	2,1	4.849	269	78
11. Região do Cabo (África Ocidental)	74	24,3	19,0	8.200	288	127
12. Florestas das Montanhas Orientais do Quênia e Tanzânia	30	6,7	16,9	4.000	585	183
13. Madagascar e Índias	594	9,9	1,9	12.000	359	112
14. Bacia Mediterrânea	2.362	4,7	1,8	25.000	345	184
15. Cáucaso a Leste do Mar Negro	500	10,0	2,8	6.300	389	152
16. Western Ghats e Sri Lanka	182	6,8	10,4	4.780	528	140
17. Indo-Burma	2.060	4,9	7,8	13.500	1.170	329
18. Montanhas do centro-sul da China	800	8,0	2,1	12.000	686	300
19. Ilhas Sunda	1.600	7,8	5,6	25.000	815	328
20. Ilhas Wallacea	347	15,0	5,9	10.000	697	201
21. Filipinas	301	8,0	1,3	7.620	556	201
22. Polinésia/Micronésia	46	21,8	10,7	6.557	254	16
23. Nova Caledônia	19	28,0	2,8	3.332	116	9
24. Nova Zelândia	271	22,0	19,2	2.300	149	3
25. Sudoeste Australiano	310	10,8	10,8	5.469	181	54

Fonte: Mittermeier et al., 1999

TABELA 4.4. Dez países com o maior número de espécies nos grupos mais conhecidos

Classificação	Plantas superiores ^a	Mamíferos	Aves	Répteis	Anfíbios	Peixes de água doce	Borboletas
1.	Brasil 53.000	Brasil 524	Colômbia 1.815	Austrália 755	Colômbia 583	Brasil >3.000	Peru 3.532
2.	Colômbia 47.000	Indonésia 515	Peru 1.703	México 717	Brasil 517	Colômbia >1.500	Brasil 3.132
3.	Indonésia 37.000	China 499	Brasil 1.622	Colômbia 520	Equador 402	Indonésia 1.400	Colômbia 3.100
4.	China 28.000	Colômbia 456	Equador 1.559	Indonésia 511	México 284	Venezuela 1.250	Bolívia 3.000
5.	México 24.000	México 450	Indonésia 1.531	Brasil 468	China 274	China 1010	Venezuela 2.316
6.	África do Sul 23.000	EUA 428	Venezuela 1.360	Índia 408	Indonésia 270	RDC 962	México 2.237
7.	Equador 19.000	RDC 415	Índia 1.258	China 387	Peru 241	Peru 855	Equador 2.200
8.	Peru 19.000	Índia 350	Bolívia 1.257	Equador 374	Índia 206	Tanzânia 800	Indonésia 1.900
9.	PNG 18.000	Peru 344	China 1.244	PNG 305	Venezuela 204	EUA 790	RDC 1.650
10.	Venezuela 18.000	Uganda 315	RDC 1.094	Madagascar 300	PNG 200	Índia 750	Camarão 1.550

Fonte: Mittermeier et. al. 1997

PNG - Papua Nova Guiné RDC - Rep. Democrática do Congo EUA - Estados Unidos a - Angiospermas Gimnospermas e Pteridófitas

As prioridades internacionais e as "áreas-chave" globais se sobrepõem de forma considerável. Há um consenso geral sobre a necessidade de aumentar os esforços de conservação nas seguintes áreas:

- *América Latina* - Mata Atlântica e Florestas litorâneas do Equador
- *África* - As florestas das montanhas da Tanzânia e do Quênia; os grandes lagos em todo o continente; a ilha de Madagascar
- *Ásia* - Sudoeste do Sri Lanka; o leste do Himalaia; Indochina (Myanmar, Tailândia, Camboja, Laos, Vietnã e sudeste da China); as Filipinas
- *Oceania* - Nova Caledônia

Outras prioridades são o leste e o sul da Amazônia Brasileira, as terras mais altas do oeste da Amazônia, Camarões, Oeste da África Equatorial, o Sudão, Borneo, Sulawesi, Península da Malásia, Bangladesh/Butão, leste do Nepal e Havaí.

Certos organismos podem ser usados como indicadores da diversidade biológica quando dados específicos sobre as comunidades não estão disponíveis. A diversidade de pássaros, por exemplo, é considerada um bom indicador da diversidade de uma comunidade. Várias análises têm posto em prática esse princípio. O escritório de Conservação Vegetal da IUCN, na Inglaterra, está identificando e documentando cerca de 250 centros globais de diversidade de planta com grandes concentrações de espécies (Groombridge, 1992). O Conselho Internacional de Proteção aos Pássaros (ICPB) está identificando localidades com grandes concentrações de pássaros que têm extensões limitadas (Bibby et al., 1992). Até agora 221 dessas localidades, contendo 2.484 espécies de pássaros, já foram identificadas; 20% não estão em área protegidas. Muitas delas são ilhas e montanhas isoladas que também têm muitas espécies endêmicas de lagartos, borboletas e árvores e, portanto, representam prioridades para conservação.

Áreas silvestres. Grandes áreas de ambiente intacto são prioridades para os esforços de conservação. Grandes áreas pouco perturbadas pela ação do homem, baixa densidade de população humana, e sem probabilidade de desenvolvimento em um futuro próximo, são talvez os únicos lugares na Terra onde os processos naturais de evolução podem ter continuidade. Essas áreas intactas têm o potencial de atuar como testemunhas, demonstrando como são as comunidades naturais com reduzida ação humana. Em países de altíssima diversidade e pouquíssimos recursos para pesquisa em conservação, como o nosso, o manejo de ecossistemas inteiros é a única solução, pelo menos temporariamente, até possuímos dados para manejá-los adequadamente. Nos Estados Unidos, os proponentes do Projeto de Áreas Silvestres estão pressionando em favor do manejo de ecossistemas inteiros de forma a preservar as populações viáveis de grandes carnívoros, como os ursos pardos, lobos e grandes felinos (Noss e Cooperrider, 1994). Três áreas selvagens tropicais também foram identificadas e determinadas como prioridades de conservação (veja figura 4.6A; McCloskey e Spaulding, 1989; Conservation International, 1990).

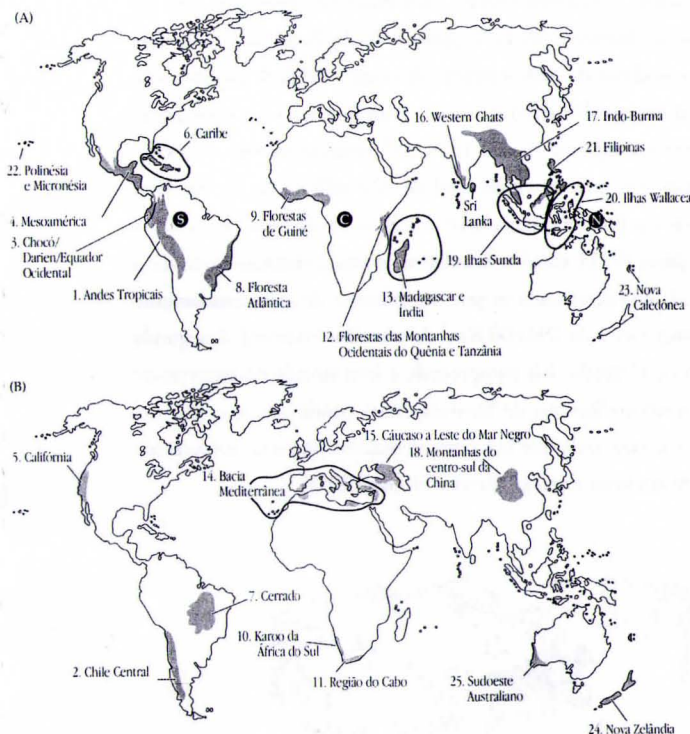


FIGURA 4.6(A) *Quinze regiões consideradas "áreas chave" de florestas tropicais (áreas sombreadas) com alto endemismo e ameaçadas de extinções iminentes. Os números nos círculos mostram as três únicas áreas selvagens da floresta tropical ainda remanescentes. (B) Dez "áreas chave" em outros ecossistemas climáticos. (Fonte: Mittermeier, et al. 1999)*

- **América do Sul:** Um arco de áreas silvestres contendo floresta tropical, savana e montanhas passa pelo sul das Guianas, sul da Venezuela, Norte do Brasil, Colômbia, Equador, Peru e Bolívia.
- **África:** Uma grande área da África equatorial, tendo como centro a bacia do Zaire, tem uma baixa densidade populacional e um habitat intacto. Esta área inclui grandes partes do Gabão, República do Congo e Zaire.
- **Nova Guiné:** A ilha de Nova Guiné tem as maiores extensões de florestas virgens na região do Pacífico Asiático, a despeito dos efeitos da indústria madeireira, da mineração e dos programas de transmigração. A metade oriental da ilha é a nação independente de Papua Nova Guiné, com 3.9 milhões de pessoas em 462.840 Km². A metade ocidental da ilha, Irian Jaya, é o estado da Indonésia e tem uma população de apenas 1,4 milhões de habitantes em 345.670 Km².

Quadro 4.2. - A Reabertura da Estrada do Colono

O Parque Nacional do Iguaçu, localizado no extremo sudoeste do Paraná, na fronteira com a Argentina, é um dos mais importantes Parques brasileiros. Com 185 mil hectares, abriga, além das Cataratas do Iguaçu, uma grande área contínua da floresta subtropical. Essa Floresta já cobriu largas extensões do território brasileiro, do oeste da Argentina e parte do Paraguai. Hoje, no sul do Brasil, ela praticamente desapareceu, sendo o Parque Nacional do Iguaçu seu remanescente mais significativo. Considerado Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO, o Parque Nacional do Iguaçu abriga ecossistemas ainda não pesquisados, espécies de fauna e flora sob risco de extinção, bacias hidrográficas integralmente protegidas, e uma paisagem inigualável. No ano em que completa 60 anos de criação, o Parque Nacional do Iguaçu enfrenta mais uma ameaça: a Estrada do Colono.

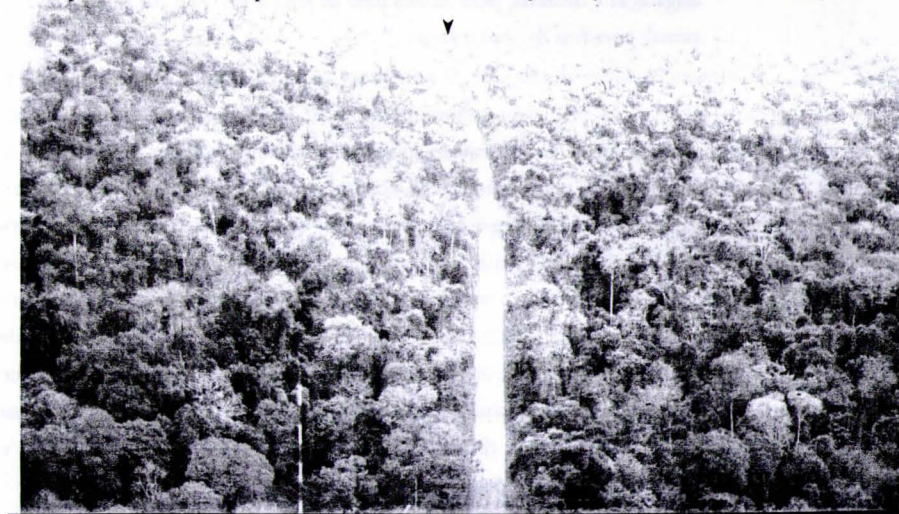
Um rasgo de 18 km, que dividiu em duas a área do Parque, aberto pelas comunidades agrícolas dos municípios limítrofes. Ainda atreladas a práticas colonizadoras, essas comunidades vêm na floresta preservada um obstáculo à expansão agrícola.

Lideradas por políticos sem nenhuma responsabilidade com o patrimônio natural e

com o futuro, essas comunidades invadiram o Parque em 1996 e reabriram a estrada, fechada há anos por recomendação técnico-científica e determinação judicial, para fazer um atalho entre duas cidades. A invasão baseia-se na falácia de que o fechamento da estrada acarretará enormes prejuízos econômicos para os municípios, porém não leva em conta os prejuízos com o comprometimento do turismo internacional no Estado do Paraná, que movimenta 364 milhões de dólares/ano.

A divisão do Parque e o trânsito de automóveis no seu interior provocam danos ambientais irreparáveis. Por exemplo, a morte de animais por atropelamento na estrada, e a perturbação da estrutura de territórios de muitas espécies animais, a caça e a extração de espécies da flora; além de provocar alteração do ciclo hidrológico, de intensidade da luz, contato com microorganismos estranhos, contaminação do ambiente por agrotóxicos e pelo chumbo da gasolina.

A Estrada do Colono demonstra a indiferença do governo brasileiro com seus Parques e áreas protegidas. Os Governos federais e Estaduais têm sido omissos, mesmo com a Justiça tendo determinado seu imediato fechamento, e a UNESCO exigindo providências imediatas ameaçando inclusive retirar o título de Patrimônio da Humanidade. (extraído de um abaixo assinado pedindo o fechamento da Estrada do Colono).



Acordos Internacionais

As convenções sobre habitat em nível internacional complementam as convenções sobre as espécies, como por exemplo, o CITES, enfatizando as características de um ecossistema singular que precisa ser protegido. Dentro desses habitats, grandes quantidades de espécies podem ser protegidas. Três das mais importantes dessas convenções são:

- Convenção Ramsar de Áreas Alagadiças
 - Convenção Mundial de Proteção do Patrimônio Cultural e Natural
 - Programa de Reservas da Biosfera da UNESCO
- (McNeely et al. 1994).

A Convenção Ramsar sobre Áreas Alagadiças foi criada em 1971 para interromper a destruição continuada destas áreas, especialmente aquelas que abrigam aves aquáticas migratórias e para reconhecer seu valor ecológico, científico, econômico, cultural e recreacional (Kusler e Kentula, 1990). A Convenção Ramsar trata de habitats em água doce, estuários e costas marinhas e inclui mais de 590 locais com uma área total de mais de 37 milhões de hectares. Um destes locais é a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, em Tefé-AM, contando com 260.000 ha. Os 61 países signatários desta Convenção concordaram em conservar e proteger suas áreas alagadiças e destinar, pelo menos uma de suas áreas com relevância internacional, para fins de conservação.

A Convenção Sobre Proteção do Patrimônio Cultural e Natural do Mundo está associada ao UNESCO, IUCN e ao Conselho Internacional de Áreas relevantes e Monumentos (Thorsell e Sawyer, 1992). Esta tem sido apoiada de maneira incomum, comparando-se ao apoio que qualquer outra convenção receba, ao contar com a participação de 109 países. O objetivo dessa convenção é proteger áreas naturais de significância internacional através de seu programa Patrimônio do Mundo. A convenção é diferenciada uma vez que enfatiza tanto a importância cultural quanto a biológica das áreas naturais e reconhece que a comunidade mundial tem obrigação de apoiar financeiramente esses locais. Como parte da lista de 100 Patrimônios do Mundo, algumas das primeiras áreas de conservação do mundo: Parque Nacional do Iguaçu, o Parque Nacional Serengeti (Tanzânia), a Reserva Florestal Sinharaja (Sri Lanka), Parque Nacional Manu (Peru), Floresta Tropical de Queensland (Austrália) e Parque Nacional de Great Smoky Mountains (Estados Unidos).

O Programa Homem e Biosfera (MAB), da UNESCO, criou uma rede internacional de Reservas de Biosfera, em 1971 (figura 4.7). As Reservas de Biosfera foram planejadas como modelos de demonstração da compatibilidade dos esforços de conservação com um desenvolvimento sustentável em benefício das populações locais, conforme descrito no capítulo 5. Até 1998, 337 reservas tinham sido criadas em mais de 80 países, em uma extensão total de 220 milhões de ha. No Brasil existem duas Reservas da Biosfera. Uma delas é a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Ela envolve parte de 14 estados brasileiros, compreendendo cerca de 5 dos 8 mil quilômetros de litoral, estende-se por um número de aproximadamente 1.000 municípios e abrange cerca de 290.000 Km² do território nacional. A segunda é a Reserva da Biosfera do Cerrado. Ela compreende a área situada no entorno de Brasília. O sucesso do conceito Reserva de Biosfera estará condicionado a uma organização desses locais em uma rede que lide com as maiores questões sobre ecossistemas e biodiversidade em nível regional (Dyer e Holland 1991).

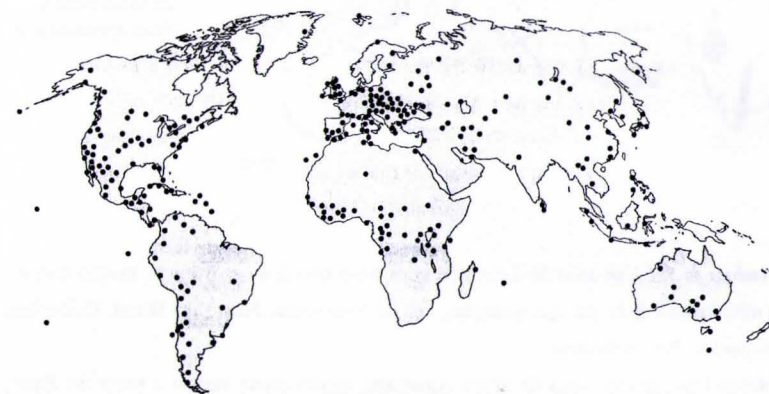


FIGURA 4.7. Reservas da Biosfera (pontos). A falta de reservas é evidente em locais de importância biológica tais como Nova Guiné, o subcontinente Indiano, África do Sul e Amazônia
Fonte: Unesco 1996

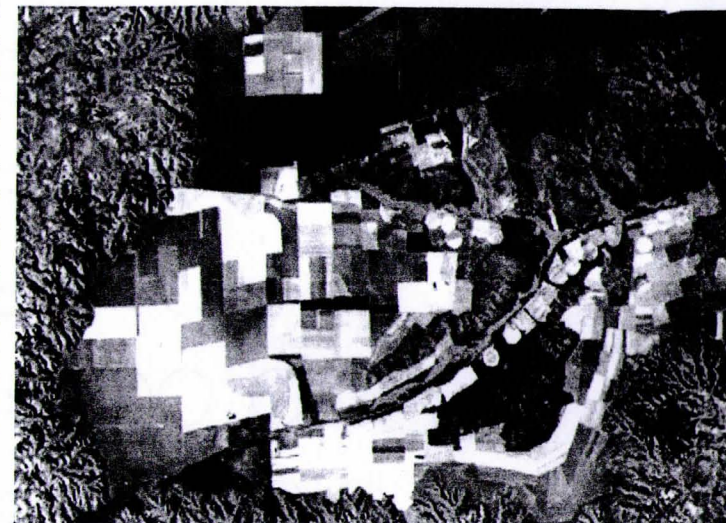
Essas três convenções estabelecem um consenso geral no que diz respeito à conservação genérica de tipos de habitats. Acordos mais específicos protegem ecossistemas singulares e habitats em regiões específicas, incluindo o Hemisfério Ocidental, a flora e fauna da Antártica, o Pacífico Sul, a África e a vida selvagem e habitat natural da Europa (WRI/UNEP/UNDP, 1994). Foram assinados outros acordos internacionais para evitar ou limitar a poluição que apresenta alguma forma de risco regional ou internacional ao ambiente. A Convenção sobre Poluição Atmosférica de Longo Alcance e Além-Fronteiras, na Região Européia, reconhece o papel que este transporte exerce através da chuva ácida, na acidificação de lagos e na degradação de florestas. A Convenção sobre a Proteção da Camada de Ozônio foi assinada em 1985 para regulamentar e desencorajar o uso dos clorofluorcarbonos, que é relacionada à destruição da camada de ozônio e ao aumento dos níveis de danos dos raios ultravioletas.

A poluição marinha é outra área-chave de preocupação devido às extensas áreas de águas internacionais sem controle nacional e a facilidade com que os poluentes despejados em uma determinada área chegam até outra (Norse, 1993). Entre os acordos sobre poluição marinha estão a Convenção sobre a Prevenção da Poluição Marinha por Aterros de Lixos e Outros Materiais e as Convenções de Mares Regionais do Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP). Os acordos regionais tratam do Nordeste do Atlântico, o Báltico e outros locais específicos, especialmente na região do Atlântico Norte.

Planejamento de Áreas Protegidas

O tamanho e local das áreas protegidas no mundo todo, são freqüentemente determinados pela distribuição das populações, pelo valor da terra e pelos esforços de conservação dos cidadãos conscientes. Em muitos casos, a terra é preservada por não ter valor comercial imediato; esses Parques estão localizados nas "terras que ninguém quis" (Runte, 1979; Pressey, 1994). Em Balsas-MA, por exemplo, uma cooperativa da Batavo, implementada com financiamento da JICA Japan International Cooperation Agency, reservou metade da área total do empreendimento (50.000 ha) para conservação. Esta área está toda localizada nos solos de areias quartzosas, inférteis para agricultura (Queiroga, 2001) (figura 4.8). Embora a maioria dos Parques e áreas de conservação tenham sido adquiridos e criados por outras razões que não seu valor de conservação,

FIGURA 4.8. A
Cooperativa
Batavo, em Gerais
de Balsas, reservou
a metade da área
de seu empre-
endimento para
conservação. Esta
área foi locada
nos solos menos
férteis, de areias
quartzosas
(Imagem Landsat
processada no
Laboratório de
Ecologia da
Paisagem - UEL).



dependendo da disponibilidade de dinheiro e de terra, uma literatura considerável na área de ecologia da paisagem tem discutido as melhores formas de planejamento de áreas de conservação para proteção da diversidade biológica, com base em padrões espaciais da paisagem (figura 4.9; Shafer, 1997). As diretrizes desenvolvidas a partir desse enfoque são de grande interesse dos governos, empresas e proprietários particulares de terras, que estão sendo pressionados para administrar suas propriedades tanto para a produção comercial de recursos naturais como para diversidade biológica. Entretanto, os biólogos de conservação têm também sido alertados para não apresentar diretrizes simples e gerais para o planejamento de reservas naturais, pois cada uma das situações de conservação requer considerações específicas (Ehrenfeld, 1989). As questões-chave que os biólogos de conservação tentam apresentar incluem:

1. Qual a extensão que reservas naturais devem ter para proteger as espécies?
2. É melhor criar uma única reserva ou muitas de tamanho menor?
3. Quantos espécimes de uma espécie ameaçada devem ser protegidos em uma reserva para evitar a extinção?
4. Que forma deveria ter uma reserva natural?
5. Quando várias reservas são criadas, elas deveriam estar próximas umas das outras ou bem distantes, e deveriam ser isoladas ou interligadas por corredores?

FIGURA 4.9. Princípios de planejamento de reserva foram propostos com base nas teorias de biogeografia de ilhas. Imagine que as reservas sejam "ilhas" de comunidade biológica original cercadas por terra que se tornaram inabitáveis para aquelas espécies devido a atividades humanas, tais como, agricultura, mineração ou desenvolvimento industrial. A aplicação prática desses princípios ainda está sendo estudada. Os princípios contidos aqui têm sido objeto de muita discussão, mas de maneira geral, aqueles mostrados à direita são considerados preferíveis aos da esquerda (Fonte: Shafer, 1997)

	Pior	Melhor
(A) Ecossistema parcialmente protegido		
(B) Reserva menor		
(C) Reserva fragmentado		
(D) Menos reservas		
(E) Reservas isoladas		
(F) Reservas isoladas		
(G) Habitat uniforme protegido		
(H) Formato irregular		
(I) Somente grandes reservas		
(J) Reservas manejadas individualmente		
(K) Pessoas excluídas		

Tamanho de reserva

Uma antiga controvérsia na área de biologia de conservação surgiu a partir da questão da riqueza das espécies ser maximizada em uma grande reserva natural ou em diversas pequenas reservas com área total igual (Diamond, 1975; Simberloff e Abele, 1976, 1982; Terborgh, 1976); esta controvérsia veio a ser conhecida na literatura como o "Debate SLOSS" (sigla em inglês para o termo "única e grande" ou "várias e pequenas"). É melhor ter uma reserva de 10.000 hectares ou quatro reservas de 2.500 hectares cada? Os proponentes de grandes reservas argumentam que somente estas podem conter quantidade suficiente de indivíduos de espécies de grande porte, ampla extensão e baixa densidade (tais como os grandes carnívoros) de forma a manter as populações a longo prazo (figura 4.10). Ainda, uma grande reserva minimiza os efeitos de borda, abriga mais espécies, e tem maior diversidade de habitat do que uma reserva pequena. Estas vantagens que os grandes Parques têm, de acordo com a teoria biogeográfica de ilhas (veja capítulo 2), têm sido demonstradas em vários levantamentos de animais e plantas em unidades de conservação. Há três implicações práticas para este ponto de vista. Primeiro, quando uma nova unidade está sendo estabelecida, esta deveria ser de um tamanho que pudesse comportar o maior número de espécies possível. Segundo, quando possível, mais terras vizinhas às reservas naturais deveriam ser adquiridas a fim de aumentar a área das unidades já existentes. E por último, se houver possibilidade de escolha entre criar uma nova unidade pequena ou uma grande em habitats semelhantes, a opção deve recair sobre a grande. Por outro lado, uma vez que uma unidade supera um determinado tamanho, o número de novas espécies incluídas começa a diminuir para um determinado aumento de área. Nesse caso, a criação de uma segunda grande unidade, um pouco mais longe, pode ser uma estratégia melhor para preservação de espécies adicionais do que introduzi-las na unidade já existente.

Os proponentes mais extremistas argumentam que pequenas reservas não deveriam ser mantidas porque sua incapacidade para manter as populações a longo prazo confere pouco valor de conservação. Contrários a este ponto de vista, outros biólogos de conservação argumentam que reservas pequenas e bem localizadas podem incluir uma grande variedade de tipos de habitats e mais populações de espécies raras do que seria possível em uma grande extensão na mesma área (Simberloff e Gotelli, 1984). Também, com o estabelecimento de mais reservas, mesmo que pequenas, evitar-se-ia a possibilidade de uma única força catastrófica, tal como a presença de um animal exótico, uma doença, ou incêndio, viesse a destruir uma população inteira localizada em uma única

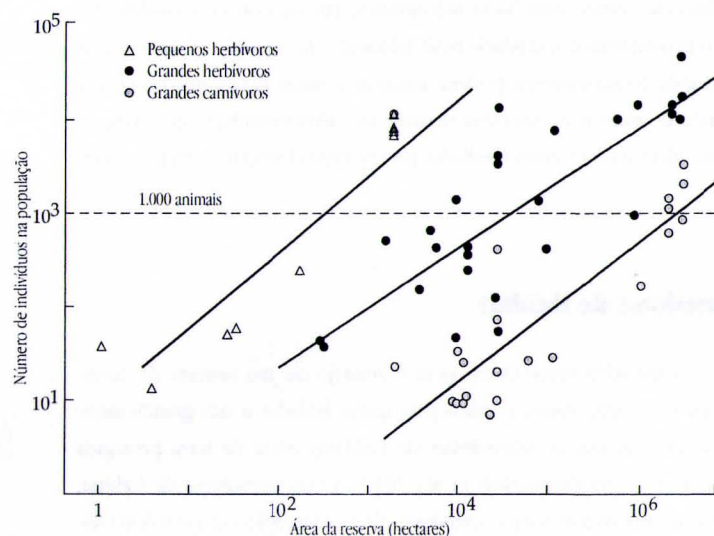


FIGURA 4.10. Estudos populacionais mostram que grandes parques e áreas protegidas na África contêm maiores densidades de cada espécie do que os parques pequenos. Somente os parques maiores podem conter populações viáveis a longo prazo de muitas espécies de vertebrados. Cada símbolo representa uma população animal. Se o tamanho da população viável de uma espécie é de 1.000 (103; linhas pontilhadas) indivíduos, serão necessários parques de pelo menos 100 hectares (102) para proteger pequenos herbívoros (por exemplo, coelhos, esquilos); serão necessários parques de mais de 10.000 hectares (104) para proteger grandes herbívoros (por exemplo, veados, zebras, girafas); e serão necessários parques de pelo menos 1 milhão de hectares para proteger grandes carnívoros (por exemplo, leões, lobos). (Fonte: Schonewald-Cox, 1983).

grande reserva. Além disso, as reservas pequenas, localizadas próximo a áreas habitadas, podem servir de excelentes centros de estudos da natureza e de educação para conservação, estendendo os objetivos de longo alcance da biologia de conservação e conscientizando as pessoas.

Parece que agora há um consenso quando se diz que a decisão sobre tamanho das reservas depende do grupo de espécies que está sendo considerado, bem como das circunstâncias científicas (Soulé e Simberloff, 1986). Aceita-se que as grandes reservas são mais adequadas do que as pequenas para manter muitas espécies, por causa dos tamanhos maiores das populações e da maior variedade de habitats que elas contêm. Entretanto, pequenas reservas bem manejadas também têm seu valor,

especialmente para a proteção de muitas espécies de plantas (Rodrigues, 1998), invertebrados e pequenos vertebrados (Lesica e Allendorf, 1992). Frequentemente não há outra escolha que não seja aceitar o desafio de manejar as espécies em pequenas reservas uma vez que não existe disponibilidade de mais área para conservação. Isto se aplica particularmente nos locais que foram cultivados intensamente e estão estabelecidos há séculos, tais como a Europa, China e Java. Por exemplo, a Suécia tem 1.200 pequenas reservas naturais com uma média de cerca de 350 hectares cada, e reservas pequenas representam de 30% a 40% da área protegida na Holanda (McNeely et al., 1994). A situação pode ser crítica também em áreas convertidas mais recentemente, como o Norte do Paraná, onde a metade dos 5,9% da área florestal está contida em fragmentos menores que 34 ha (Rodrigues, 1993).

Minimizando os efeitos de borda e de fragmentação

De uma maneira geral, concorda-se que Parques devem ser planejados de forma a minimizar os efeitos de borda. Áreas que possuem forma circular minimizam a relação borda/área, e o centro dessas áreas encontra-se mais distante das bordas do que qualquer outra forma, especialmente as alongadas. Parques longos e lineares têm mais bordas e todos os seus pontos estão próximos das bordas. Usando esses mesmos argumentos para os Parques com quatro lados retos, um Parque quadrado é melhor do que um retângulo alongado que tenha a mesma área. Essas idéias raramente têm sido implantadas. A maioria dos Parques tem forma irregular porque a aquisição de terras é, na grande maioria das vezes, muito mais uma questão de oportunidade do que uma questão de completar um padrão geométrico.

A fragmentação interna das reservas, motivada por estradas, cercas, cultivo, extração de madeira e outras atividades humanas deveria ser evitada o máximo possível em função dos muitos efeitos negativos que a fragmentação pode causar nas espécies e nas populações (veja Capítulo 2). As forças responsáveis pela fragmentação são poderosas, já que as áreas protegidas são frequentemente as únicas terras desocupadas disponíveis para a realização de novos projetos, como agricultura, represas e áreas residenciais. Os planejadores governamentais frequentemente estabelecem redes de transporte e outras infra-estruturas nas áreas protegidas, uma vez que ali a oposição política é menor do que em terras de propriedade particular.

FIGURA 4.11. O Corredor do Descobrimento. Esta nova estratégia em implementação pela Conservation International e Fundação Biodiversitas integra reservas de uso direto e indireto, com áreas privadas, visando à maximização do uso dos recursos disponíveis para conservação. (Fonte: CABS 2000)



O Parque Estadual do Morro do Diabo, por exemplo, perdeu muito de sua área por alagamento para a hidrelétrica de Porto Primavera e também foi cortado pela Rodovia Arlindo Bétio (SP-613). Recentemente, o biólogo Laury Curren, do Instituto de Pesquisas Ecológicas (Ipê), denunciou a morte por atropelamento de 22 onças nos últimos sete anos. Destas, quatro possuíam colares de rastreamento e faziam parte de um estudo de conectividade na região (Estado de S.Paulo - 2000).

As reservas naturais muitas vezes são parte de uma matriz maior de habitat manejado para a extração de recursos, tais como a madeira, pastagem ou cultivo agrícola. Se a proteção da diversidade biológica puder ser incluída como prioridade secundária no manejo das áreas produtivas, áreas maiores poderão ser incluídas nos planos de manejo de conservação e os efeitos da fragmentação poderão ser reduzidos. Sempre que possível, as reservas naturais deveriam ser manejadas como um sistema regional para facilitar o fluxo e a migração de genes entre as populações e para garantir representação adequada das espécies e dos habitats (figura 4.11). A cooperação entre proprietários de terra dos setores público e privado é particularmente muitas unidades pequenas e isoladas sob o controle de vários órgãos governamentais e organizações privadas (Salwasser et al., 1987).

Sempre que possível, as áreas protegidas deveriam compreender um ecossistema completo (tais como uma bacia hidrográfica, um lago ou uma cordilheira), uma vez que o ecossistema é a unidade mais adequada de manejo. O dano a uma parte não protegida do ecossistema poderia ameaçar a saúde do mesmo como um todo. O controle de todo o ecossistema permite aos administradores dos parques defendê-lo mais efetivamente contra influências externas destrutivas (Peres e Terborgh, 1995).

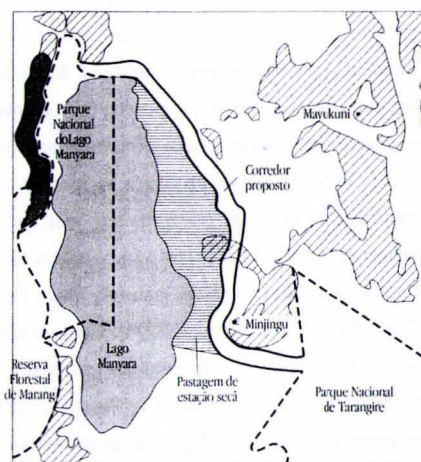
Corredores de Habitat

Uma idéia interessante para o manejo de um sistema de reservas naturais seria conectar áreas protegidas isoladas a um grande sistema através do uso de **corredores de habitat**: faixas de terra protegida entre as reservas (Simberloff et al., 1992). Esses corredores de habitat, também conhecidos como corredores de conservação ou corredores de movimento, permitiriam que plantas e animais se dispersassem de uma reserva para outra, facilitando o fluxo de genes e a colonização. Os corredores também poderiam ajudar a preservar os animais que são obrigados a migrar sazonalmente entre uma série de habitats diferentes para obter alimento; se estes animais estivessem confinados em uma única reserva, eles poderiam passar fome. Este princípio foi posto em prática na Costa Rica para conectar duas reservas de vida selvagens, o Parque Nacional de Braulio Carrillo e a Estação Biológica La Selva. Um corredor de 7.700 ha de floresta com vários quilômetros de largura, conhecido como La Zona Protectora, foi separado para permitir uma ligação elevada que permite que pelo menos 35 espécies de pássaros migrem entre as duas grandes áreas de conservação (Wilcove e May, 1986). Um corredor semelhante foi proposto para permitir que rebanhos de grandes herbívoros migrem entre dois parques nacionais da Tanzânia (figura 4.12).

No Brasil, vários corredores estão sendo propostos, mas nenhum foi ainda viabilizado. Entre eles, o Corredor do Descobrimento, na Bahia, e o Corredor do Rio Paraná. A idéia é biologicamente interessante, mas a conservação de áreas grandes e alongadas representa, ou um custo político



FIGURA 4.12. Um corredor de caça foi proposto para permitir que rebanhos pudessem migrar entre os Parques Nacionais do Lago Manyara e de Tarangire no nordeste da Tanzânia. Muitos dos animais que vivem nesta área precisam migrar para seguir a disponibilidade sazonal de boa pastagem. A área de cultivo atual está indicada por sombreado em diagonal. A área riscada na horizontal entre o lago e o corredor proposto é usada por tribos para pastagem de seus rebanhos na época da seca. A "zona tampão" (sombreado escuro) permitiria a existência de áreas extras para pastagem. (Fonte: Mwajosi, 1991)



que poucos governos estão dispostos a pagar, ou um volume de recursos difícil de se obter. Em alguns dos corredores propostos, pretende-se apenas uma integração entre os gestores de reservas (governos Federal e Estaduais), a população, e os proprietários de terras. Esta é uma idéia inovadora para a gestão de reservas, mas encontra grandes obstáculos para se implementar em face da burocracia governamental e resistência da iniciativa privada.

Embora a idéia dos corredores seja a princípio atraente, ela tem alguns inconvenientes em potencial. Os corredores poderiam facilitar o trânsito de espécies daninhas (especialmente em corredores estreitos, tomados por efeito de borda) e de doenças, de forma que uma única infestação poderia se espalhar rapidamente em toda a área de reservas naturais conectadas e causar a extinção de todas as populações de espécies raras. Além disso, os animais que dispersam por entre os corredores poderiam ser expostos a maiores riscos de extinção porque os caçadores, assim como os predadores de animais, tendem a concentrar-se em rotas utilizadas pelos animais selvagens. Apesar destas possibilidades serem plausíveis, inexistem dados que as suportem.

Os corredores são obviamente mais necessários nas rotas de migração conhecidas. Em alguns casos, pequenos blocos de habitat original entre grandes áreas de conservação podem também ser úteis ao facilitar a movimentação através de um processo de alcance gradativo. Onde já existem corredores, estes deveriam ser preservados. Muitos dos corredores que existem atualmente estão ao longo de cursos de água e podem ser habitats de importância biológica por si só.

Todas essas teorias de planejamento de reservas têm sido desenvolvidas principalmente com vertebrados terrestres, plantas superiores e grandes invertebrados. A aplicabilidade dessas idéias para reservas aquáticas, onde os mecanismos de dispersão são desconhecidos, requer investigações mais profundas.

Ecologia de paisagem e desenho de parques

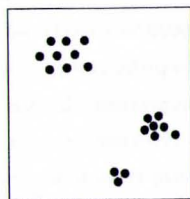
A interação dos padrões espaciais de uso do solo, com a teoria de conservação e o planejamento de reservas, fica evidente na disciplina de **ecologia da paisagem**. A ecologia da paisagem investiga os padrões de tipos de habitat e sua influência na distribuição das espécies e os processos de ecossistemas (Urban et al. 1987; Hansson et al 1995). Uma paisagem é definida por Forman e Gordon como uma "região, onde um conjunto de áreas (patches) em interação, ou ecossistemas, se repete de forma similar" (figura 4.13). A ecologia da paisagem tem sido estudada mais intensamente em ambientes dominados pelo homem. Ela representa uma tendência histórica de incorporar processos sociais, econômicos e políticos à ecologia, de modo a planejar paisagens mais saudáveis.

A ecologia da paisagem é importante para a proteção da diversidade biológica, pois muitas espécies não são confinadas em um único habitat, mas movem-se entre habitats ou vivem nas fronteiras onde dois habitats se encontram. Para essas espécies, os padrões de tipos de habitat que existem em uma escala regional são de importância crucial. A presença e a densidade de muitas espécies podem ser afetadas pelos tamanhos dos "patches" de habitat e seu grau de ligação, ou conectividade, como dizem os ecólogos da paisagem. Por exemplo, o tamanho da população de uma espécie animal rara será diferente em dois parques de 100 ha, um deles formando um desenho alternado xadrez contendo 100 patches de campo e de floresta,

A) Paisagens com patches dispersos

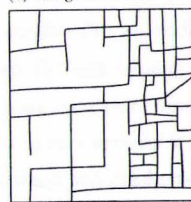


lbreiras em ma floresta



Grupos de árvores em um posto

(B) Paisagens em rede

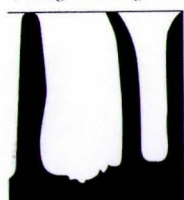


Rede de carreadores em largas fazendas



Rede hídrica em florestas

C) Paisagens interdigitadas

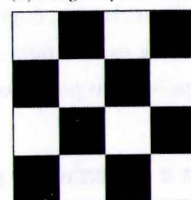


lios

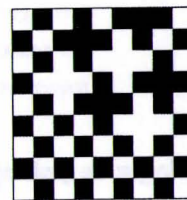


Bordas de floresta - pastagem

(D) Paisagem tipo tabuleiro de xadrez



Terras com diferentes culturas



Loteamento para residências

FIGURA 4.13. Quatro versões de tipos de paisagem nas quais os ecossistemas interativos ou outros usos da terra formam padrões repetitivos. A disciplina de Ecologia da Paisagem enfoca tais interações e não simplesmente um único tipo de habitat. (De acordo com Zonnerveld e Forman, 1990.)

cada um com 1 hectare de área, e o outro formando um xadrez com 4 fragmentos, cada um com 25 hectares de área. Estes padrões alternativos de paisagem podem ter efeitos muito diferentes no microclima (vento, temperatura, umidade e luz), na ocorrência de pragas, e nos padrões de movimentação dos animais.

Para aumentar a quantidade e a diversidade de animais, os gerentes de vida selvagem em áreas **temperadas**, muitas vezes tentam criar a maior quantidade possível de variação da paisagem dentro da sua unidade de manejo (Yahner, 1988), porque “a vida selvagem é um produto dos lugares onde dois habitats se encontram” (Yoakum e Dasmann, 1971). Nos **trópicos**, a situação é exatamente inversa. Bordas de florestas tropicais são tomadas por um reduzido número de espécies resistentes (Rodrigues, 1998). O aumento da quantidade (comprimento) de bordas, portanto, significa aumentar a densidade destas espécies, além de expor a reserva aos impactos do entorno.

O objetivo dos biólogos de conservação, entretanto, não é simplesmente incluir o maior número possível de espécies dentro das reservas naturais, mas também proteger aquelas espécies que estão mais expostas ao perigo de extinção em consequência da ação humana. Pequenas reservas divididas em pequenas unidades de habitat dentro de uma paisagem restrita podem ter um maior número de espécies, porém é mais provável que essas sejam espécies “ruderais” - espécies que dependem da perturbação causada pelo homem - e espécies não nativas. Um fragmento que possua uma grande quantidade de bordas pode não ter muitas espécies raras que habitam apenas grandes blocos de habitat intacto.

Para evitar este problema localizado, a diversidade biológica precisa ser manejada ao nível de paisagem regional, na qual o tamanho das unidades de paisagem - tais como bacias hidrográficas ou cadeias de montanhas - aproximam-se mais das unidades naturais antes da perturbação humana (Grumbine 1994); Noss e Cooperrider, 1994). Uma alternativa para criar uma paisagem em miniatura de habitats contrastantes em uma pequena escala é conectar todos os Parques de uma área em nível regional, de forma que unidades maiores de habitat possam ser criadas. Algumas dessas seriam, então, grandes o suficiente para proteger as espécies raras que não suportam a interferência humana.

Manejo de áreas protegidas

A partir do momento em que uma área de proteção é legalmente estabelecida, ela deve ser eficazmente manejada se quisermos que a diversidade biológica seja mantida. A sabedoria popular de que “a natureza sabe o que é melhor” e de que existe um “equilíbrio da natureza” faz com que muitas pessoas cheguem à conclusão de que a biodiversidade está melhor sem a intervenção humana. A realidade é muitas vezes diferente: em muitos casos o homem já alterou de tal forma o meio ambiente que as espécies e comunidades remanescentes precisam da intervenção humana para sobreviver (Blockhus et al., 1992; Spellerberg, 1994). O Brasil e o mundo estão cheios de Parques que existem apenas no papel, criados por decreto governamental mas não efetivamente gerenciados na prática. Esses Parques gradativamente - ou algumas vezes rapidamente - perderam as espécies e sua qualidade de habitat se deteriorou. Em muitas situações, as pessoas não hesitam em cultivar, extrair madeira e minério em áreas protegidas porque a terra pertencente ao governo é de “todos”,

“qualquer um” pode pegar o que quiser e “ninguém” está querendo interpor-se. O ponto crucial é que as unidades de conservação, às vezes, precisam ser ativamente manejadas para evitar a sua deterioração. Entretanto, as decisões sobre o manejo de uma unidade de conservação podem ser tomadas mais eficazmente quando as informações são fornecidas por um programa de pesquisas e quando há financiamento disponível para a implementação dos planos de manejo.

Também é verdade que às vezes o melhor manejo é justamente não fazer coisa alguma; as medidas de manejo são, algumas vezes, ineficazes ou mesmo negativas (Chase, 1986). Por exemplo, realizar um manejo eficaz para promover a abundância de espécies de caça, tais como o veado, envolve eliminar os predadores maiores, como os lobos e os felinos. A remoção desses predadores pode resultar numa explosão de populações de espécies de caça (e, incidentemente, de roedores). O resultado é uma superpastagem, degradação de habitat e um colapso das comunidades de plantas e de animais. Manejadores de Parques excessivamente entusiastas, que retiram árvores caídas e vegetação rasteira para “melhorar” a sua aparência podem, inadvertidamente, remover um recurso essencial para a feitura dos ninhos de certas espécies e habitat para outras. Em muitos Parques, o incêndio faz parte da ecologia da área. As tentativas de suprimir incêndios por completo são caras e artificiais, eventualmente causando grandes e incontroláveis incêndios tais como o que ocorreu em Brasília em 1994, e no Parque Yellowstone em 1988.

Muitos dos bons exemplos de manejo de unidades de conservação vêm da Inglaterra, com uma história de monitoramentos bem sucedidos e manejos de pequenas reservas feitos por cientistas e voluntários, como o da Floresta dos Monks e a Reserva de Natureza de Castle Hill (Usher, 1975; Peterken, 1994). Nesses locais, os efeitos de diferentes métodos de pastagem (ovelhas versus gado, pastagem leve versus pesada) sobre as populações de espécies selvagens, borboletas e pássaros são acompanhados de perto. Em um simpósio chamado *Manejo Científico de Comunidades de Plantas e Animais para Conservação* (Duffey e Watt, 1971) Morris concluiu,

“Não há modo algum de se manejar uma reserva natural que seja certo ou errado ... o talento de qualquer método de manejo deve estar relacionado aos objetos de manejo para cada local determinado ... Somente quando os objetos de manejo tenham sido formulados é que os resultados de manejo científicos podem ser aplicados.”

Muitas vezes, a proteção de uma reserva com uma política tipo “não me toque/mantenha distância” pode determinar a redução da sua diversidade. Em Campinas, a Mata Santa Genebra, um reduzido fragmento de floresta em meio a uma matriz urbana/rural, vinha

sendo tomada por algumas espécies escandentes (trepadeiras) e espécies arbóreas pioneiras. Recentemente, adotou-se um controle da vegetação escandente, de modo que as árvores tenham luz suficiente para se desenvolver. A fisionomia da Mata Santa Genebra já mostra melhoras. Também em Monte Verde-MG, um fragmento muito pequeno de floresta, da Família Altmann, com menos de 1 ha, estava há dez anos, tomado por trepadeiras e com a fisionomia bastante comprometida. Hoje, após um controle contínuo das trepadeiras, as árvores desta pequena floresta retomaram seu crescimento. A radiação solar se reduziu dentro da floresta, o que é por si só um fator de controle das trepadeiras. Hoje, este diminuto fragmento se encontra em um estado de conservação atípico para fragmentos de seu tamanho.

Lidando com as ameaças aos Parques

Em 1990, o Centro de Monitoramento de Conservação Mundial e a UNESCO realizaram um levantamento de 89 Sítios de Patrimônio Mundial para ter uma idéia dos problemas de manejo (WRI, 1992). As ameaças às áreas protegidas eram geralmente maiores na América do Sul e menores na Europa. Os problemas mais sérios de manejo na Oceania (Austrália, Nova Zelândia e nas Ilhas do Pacífico) eram as espécies de plantas introduzidas, enquanto que a coleta ilegal de vida selvagem, incêndios, pastagens e cultivo representavam as maiores ameaças tanto na América do Sul quanto na África. O manejo inadequado de Parques era um problema em países em desenvolvimento da África, Ásia e América do Sul. As maiores ameaças enfrentadas por Parques em países industrializados eram ameaças internas e externas associadas às atividades econômicas tais como a mineração, o corte de madeira, a agricultura e os projetos aquáticos. Embora esses padrões gerais possam dar uma noção, qualquer Parque tem seus próprios problemas, como as invasões e caça nos Parques no Sul do Brasil, a falta de demarcação no Norte, o corte de madeira e caça ilegais em muitos Parques da América Central, ou o grande número de turistas que se aglomeram em julho e agosto no Parque Nacional Yellowstone.

Avaliar as ameaças aos Parques não significa necessariamente uma tentativa de eliminar sua presença. Em muitos casos é quase impossível fazer isso. Por exem-

plo, espécies exóticas podem já estar presentes no Parque e novas espécies exóticas podem estar invadindo as suas fronteiras. Caso se permita que essas espécies aumentem sem controle, as espécies nativas e até mesmo comunidades inteiras poderão ser eliminadas. Onde uma espécie exótica ameaça as espécies nativas, essa deve ser removida, se possível, ou pelo menos ter sua frequência reduzida (Temple, 1990). Uma espécie exótica recém-chegada e que tenha tendências nocivas reconhecidas, deve ser removida por completo enquanto ainda apresenta densidades baixas. Entretanto, uma vez que uma espécie exótica esteja estabelecida em uma área, pode ser muito difícil (se não impossível) eliminá-la, como no caso das gramíneas invadindo reservas de Cerrado em São Paulo (Pivello, 1999).

Manejo de habitat

Um Parque deve ser manejado em sua totalidade para assegurar que os tipos de habitats originais sejam mantidos. Muitas espécies ocupam apenas um habitat específico ou um estágio de sucessão específico de um habitat. Quando uma área é selecionada para proteção, o padrão de perturbação e de utilização humana podem mudar tão acentuadamente que muitas espécies encontradas anteriormente no local deixam de existir (Gomez-Pompa e Kaus, 1992). As perturbações naturais, incluindo incêndio, pastagem e quedas de árvores, são elementos-chave na presença de certas espécies raras. Em pequenos Parques, a série completa de estágios de sucessão pode não existir e por essa razão muitas espécies não são encontradas. Por exemplo, em um Parque isolado dominado por árvores antigas, não existem espécies características de estágios sucessionais iniciais, como no Parque Trianon na Av. Paulista, em São Paulo, ou no Parque da Catedral, no centro de Londrina-PR. Os gerentes de Parques algumas vezes precisam controlar ativamente os locais para assegurar que todos os estágios sucessionais estejam presentes. Uma forma comum de fazer isso é periodicamente atear fogo de modo controlado e localizado em pastagens, capoeiras e florestas para reiniciar o processo de sucessão. Em alguns santuários de vida selvagem, campos abertos são mantidos através de roçagem ou pela pastagem do gado. O Cerrado brasileiro,

por exemplo, é submetido a fogo há milhares de anos. As espécies que ocorrem no Cerrado portanto são adaptadas a ocorrências eventuais de fogo. Para manter esta comunidade, é necessário manter a frequência de fogo a que ela era submetida.

Em outros casos, partes das áreas protegidas precisam ser cuidadosamente manejadas para minimizar a ação do homem e prover as condições necessárias para as espécies adultas. Por exemplo, certas espécies de besouros do solo são encontradas em áreas de florestas boreais maduras e desaparecem das áreas submetidas a corte raso (Niemelä et al., 1993).

- **Áreas alagadiças.** O manejo de áreas alagadiças é uma questão particularmente crítica. A manutenção de áreas alagadiças é necessária para preservar populações de pássaros aquáticos, peixes, anfíbios, plantas aquáticas e muitas outras espécies (Moyle e Leidy, 1992). Mesmo assim, os Parques podem concorrer pela água com os projetos de irrigação, planos de controle de inundações e represas hidrelétricas e hidrovias, em lugares como o Pantanal e os Everglades da Flórida, nos Estados Unidos (Holloway, 1994). As áreas alagadiças são frequentemente interligadas, portanto uma decisão que afete os níveis de água e a qualidade de um local tem repercussões em outras áreas. Os gerentes de Parques precisam ter o engajamento político e a eficiência necessária para lidar com o público, de modo a assegurar que as áreas alagadiças sob sua supervisão continuem a receber a água que precisam para sua sobrevivência.

- **Espécies raras.** A necessidade de manejo de habitat para manter populações de espécies raras é ilustrada pelo exemplo do Pântano Crystal, no norte de Maine, reconhecido por suas numerosas espécies de plantas raras (Jacobson et al., 1991). A drenagem de uma área alagadiça e aumento na quantidade de árvores, foram atribuídos à construção de uma ferrovia em 1893 e à uma vala de drenagem, em 1937. Havia uma preocupação de que pudesse se perder a comunidade biológica deste pântano. Estudos subsequentes usando fotografias aéreas, história da vegetação e fósseis retirados da turfa, demonstraram que a construção do leito da ferrovia, ao impedir a drenagem, fez com que o pântano se expandisse em área. O pântano também aumentou em área com as queimadas provocadas pelas brasas lançadas pelas locomotivas. Hoje, a grande área de pântano onde crescem espécies vegetais raras é basicamente um produto da atividade humana. A construção da vala

de drenagem e a diminuição de incêndios que resultara da troca por locomotivas a diesel estão permitindo que a vegetação volte ao seu estado original. Se o objetivo é manter a atual extensão do pântano e as populações de espécies raras, as práticas de manejo tais como queimadas periódicas, remoção de plantas arbóreas e manipulação dos padrões de drenagem são necessárias.

•**Espécies-chave.** Ao se manejar Parques, deve-se tentar preservar e manter recursos básicos dos quais dependem muitas espécies (veja Capítulo 1). Se não for possível manter esses recursos-chave intactos, deve-se tentar reconstruí-los. Por exemplo, lagos artificiais podem ser construídos em leitos de rios para que haja a manutenção do abastecimento de água, ninhos artificiais podem ser incluídos em locais onde determinada árvore não exista mais. Recursos-chave e espécies-chave poderiam ser melhorados em áreas de conservação manejadas para aumentar as populações de espécies cujos números tenham sido reduzidos. Por exemplo, plantando-se árvores frutíferas, construindo-se um pequeno lago artificial e criando-se cevas de sal, poderá ser possível manter as espécies de vertebrados em uma área de conservação menor, com densidades mais altas do que se poderia prever com base nos estudos da distribuição das espécies em habitat virgem. Outro exemplo é providenciar caixas que sirvam como substitutos de ninhos de pássaros, quando poucas árvores com cavidades para ninhos estão disponíveis. Dessa forma uma população viável de uma espécie rara pode se estabelecer, sendo que sem essas intervenções o tamanho da população poderia ser muito pequeno para que ela sobrevivesse. Em cada caso, um equilíbrio deve ser encontrado entre o estabelecimento de reservas naturais livres da influência humana e a criação de áreas seminaturais, nas quais as plantas e animais são dependentes do cuidado humano.

O manejo de Parques e a população

O uso da paisagem pelo homem é uma realidade que deve ser considerada quando se planeja um Parque. As pessoas têm sido parte de quase todos os ecossistemas do mundo por milhares de anos, e excluir os homens das reservas de natureza pode ter conseqüências imprevisíveis (Gomez-Pompa e Kaus, 1992). Uma área de Cerrado protegida contra queimadas provocadas pelo homem pode se transformar em floresta, com uma perda subsequente das espécies de cerrado. Entretanto, excluir a população local das áreas protegidas pode ser a única opção quando os recursos estão sendo devastados a ponto da integridade das comunidades biológicas estar sendo ameaçada. Tal condição poderia ser resultante de super-pastagem do gado, extração excessiva de madeira para combustão ou caça com arma de fogo. O melhor seria que um entendimento fosse alcançado antes que a situação chegasse a esse ponto.

A utilização de Parques pela população local e por visitantes tem de ser o enfoque central de qualquer planejamento de manejo, tanto nos países ricos, como nos pobres (MacK-

innon et al., 1992; Wells e Brandon, 1992; Western et al., 1994). As pessoas que sempre se serviram dos produtos de uma reserva natural e repentinamente se vêem impossibilitadas de entrar nesta área, sofrerão com a perda de acesso aos recursos necessários à sua sobrevivência. É compreensível que elas se irritarão e se frustrarão e, nestas condições, não seriam grandes conservacionistas. Muitos Parques nascem ou são destruídos dependendo do grau de apoio, negligência, hostilidade ou exploração que recebem da população que se utiliza deles. Se o objetivo de uma área de proteção é apresentado à população local e se a maioria aceita estes objetivos e respeita as regras do Parque, então é possível que este consiga manter suas comunidades naturais. Na melhor das hipóteses, a população local envolve-se no manejo e planejamento do Parque, são treinadas e empregadas para trabalhar nele, e beneficiam-se da proteção de biodiversidade e da regulamentação de atividades dentro do Parque. No outro extremo, se existe uma história de más relações e desconfiança entre a população e o governo, ou se o objetivo do Parque não é explicado de maneira adequada, os habitantes locais podem rejeitar esta idéia e ignorar suas regulamentações. Neste caso, os habitantes

entrarão em conflito com o pessoal do Parque, em prejuízo deste.

Atualmente existe um reconhecimento crescente de que o envolvimento da população local é o elemento principal que está faltando nas estratégias de manejo de conservação. Estratégias “de cima para baixo”, através das quais os governos tentam impor seus planos de conservação, precisam estar integradas a programas “de baixo para cima”, nos quais as cidades e outros grupos locais sejam capazes de formular e alcançar seus próprios objetivos de desenvolvimento (Clay, 1991). Conforme explicado por Lewis e colaboradores (1990):

“Se alguma lição pode ser tirada de fracassos anteriores com relação à conservação na África, esta seria que a conservação implementada unicamente pelo governo para o possível benefício de sua população, provavelmente terá um sucesso limitado, especialmente nos países de economia fraca. Por sua vez, uma conservação voltada para a população e realizada por ela, com um papel de prestação de serviços e supervisão mais amplos delegado ao governo, poderia promover uma relação mais cooperativa entre governo e o povo que vive deste recurso. Isto poderia reduzir os custos de execução da lei e aumentar as receitas a serem empregadas em outros setores do manejo da vida silvestre. E também ajudaria a apoiar as necessidades de conservação assim com as necessidades da comunidade local. Tal abordagem teria a vantagem adicional de resgatar o senso maior de propriedade e responsabilidade dos moradores locais sobre este recurso”.

Este tipo de relação positiva, entre população e Unidades de Conservação, pode ser demonstrada na Estação Ecológica Mamirauá, no Amazonas e no Projeto TAMAR, no Nordeste. A razão de serem poucos os projetos que atingiram este nível, é que desenvolver uma relação positiva com a sociedade demanda mais do que diagnosticar e resolver os problemas de conservação de uma espécie. Uma interação positiva com a sociedade se desenvolve ao ouvir e atender os anseios das pessoas que vivem dentro e no entorno dos Parques.

A Organização Educacional, Científica e Cultural das Nações Unidas (UNESCO) foi pioneira com seu Programa O Homem e a Biosfera (MAB). Este programa destinou um número de Reservas de Biosfera por todo o mundo numa tentativa de integrar as atividades humanas, a pesquisa e a pro-

Opening conservation to man

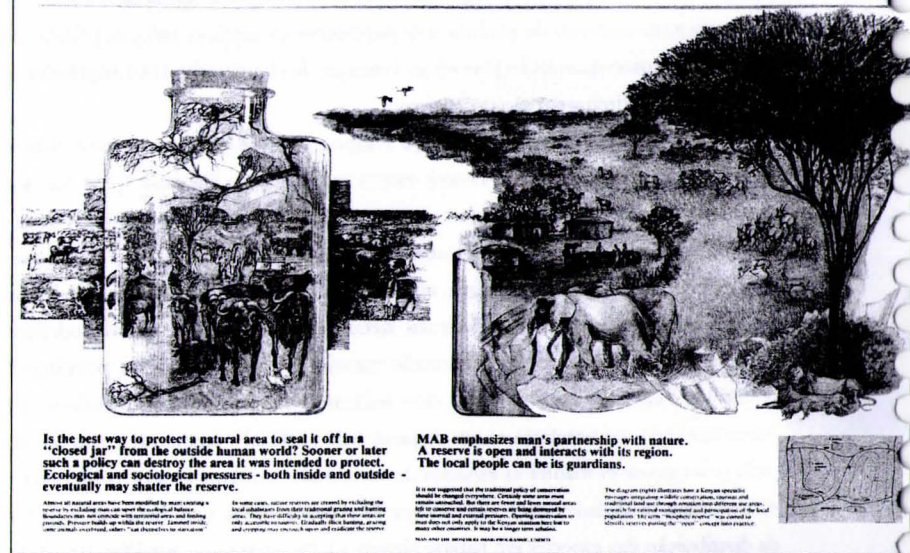
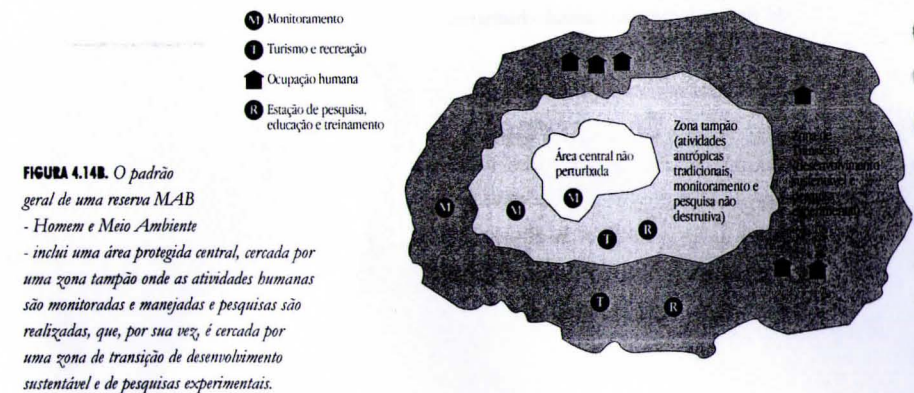


FIGURA 4.14A. As políticas passadas tentaram várias vezes proteger as áreas naturais afastando-as das influências externas. O programa MAB é uma tentativa de integrar as necessidades e as culturas das populações locais no planejamento e proteção dos Parques. (Poster "Ecologia em Ação: Uma exposição," UNESCO, 1981).



teção do meio ambiente natural em um único lugar (figura 4.14A; Batisse, 1997). O conceito de Reserva de Biosfera compreende uma área central, na qual as comunidades biológicas e os ecossistemas são bem protegidos, cercados por uma zona tampão na qual as atividades humanas tradicionais, tais como a extração de sapé, plantas medicinais e extração moderada de madeira para combustão, são monitoradas e pesquisas não destrutivas são realizadas. Ao redor da zona tampão há uma zona de transição onde algumas formas de desenvolvimento sustentável, tais como o plantio em pequena escala e uma certa extração de recursos naturais como o corte seletivo de madeira, assim como a pesquisa experimental, são permitidas (figura 4.14B). Esta estratégia geral de cercar áreas de conservação nucleares com zonas tampão e de transição tem vários efeitos positivos. Primeiramente, a população local pode se sentir incentivada a apoiar os objetivos da área protegida. Em segundo lugar, alguns traços desejáveis da paisagem criados pelo uso do homem podem ser mantidos. E, em terceiro lugar, as zonas tampão podem facilitar a dispersão dos animais e o fluxo de genes entre as áreas de conservação nucleares altamente protegidas e as áreas de transição dominadas pelo homem e não protegidas.

De acordo com a organização não-governamental Conservation International - CI, as áreas tampão podem levar ao isolamento de reservas. Esta instituição tem proposto o uso de corredores, compreendendo uma rede de Parques, reservas e outras áreas de uso menos intensivo, sendo gerenciadas de maneira integrada, de modo a garantir a sobrevivência do maior número de espécies de uma região. Este gerenciamento integrado do mosaico de diferentes usos de terras leva, segundo a CI, ao máximo de resultados positivos à conservação, com o mínimo de custos para a sociedade (CABS, 2000).

Conservação fora das áreas protegidas

Um elemento essencial das estratégias de conservação deve ser a proteção da diversidade biológica dentro e fora das áreas protegidas. O perigo de se depender apenas de Parques e Reservas é que essa estratégia pode criar um “estado de sítio”, onde as espécies e comunidades dentro dos parques são rigorosamente protegidas enquanto que aquelas que estão fora podem ser livremente exploradas. Se as áreas que cercam os Parques

TABELA 4.5. O número de espécies herbívoras em Parques africanos e a redução esperada em caso de isolamento dos Parques

Parque Nacional	Número de espécies no parque		
	Área (x 1000 ha)	Atualmente	Caso as áreas fora dos parques excluam a vida selvagem ^a
Serengeti, Tanzânia	1.450	31	30
Mara, Quênia	181	29	22
Meru, Quênia	102	26	20
Amboseli, Quênia	39	24	18
Samburu, Quênia	30	25	17
Nairobi, Quênia	11	21	11

Fonte: dados de Western e Semakula 1981.

^a Número estimado de espécies que permanecerão se as áreas fora dos Parques protegidos excluam a vida selvagem devido à agricultura, caça, pecuária ou outras atividades humanas.

forem degradadas, de qualquer forma, a diversidade biológica dentro dos parques diminuirá também, sendo séria a perda de espécies nos parques pequenos (Tabela 4.5). Este declínio ocorrerá porque muitas espécies devem migrar para além das fronteiras das Unidades de Conservação a fim de ter acesso a recursos que o Parque por si só não pode oferecer. Além disso, o número de indivíduos de qualquer espécie que vive dentro das fronteiras de um Parque pode ser menor que o tamanho mínimo viável de uma população. Conforme declarado por Western (1989), “Se não pudermos salvar a natureza fora das áreas protegidas, muito pouco sobreviverá dentro delas”.

Mais de 90% da superfície da Terra ficará fora das áreas de proteção, de acordo com as previsões mais otimistas. As estratégias de conciliação entre as necessidades humanas e os interesses da conservação nessas áreas não protegidas são primordiais para o sucesso dos planos de conservação. A maior parte das terras não protegidas não é usada intensamente pelo homem e ainda mantém algumas de suas biotas originais. Uma vez que grande parte da Terra jamais estará protegida, muitas espécies raras só ocorrerão fora das áreas protegidas. Na Austrália, por exemplo, 79% das espécies de plantas ameaçadas e vulneráveis vivem fora das áreas de proteção (Leigh et al., 1982). A maioria das espécies relacionadas na Lei Americana de Espécies Ameaçadas é encontrada em território particular. No Brasil, é impossível saber quantas espécies ocorrem em áreas protegidas e não protegidas, em função do grande número de espécies. Considerando somente a área de habitat em proprie-

dades particulares em Londrina é 100 vezes maior que a área protegida pelo governo (Lima e Rodrigues, 2001), o que confirma o padrão encontrado em outros países.

As estratégias de conservação que incluem a conscientização e o incentivo aos proprietários de terras particulares em proteger as espécies raras são, obviamente, a chave para uma sobrevivência a longo prazo de muitas espécies. Os programas governamentais para espécies ameaçadas, em muitos países, informam os construtores de estradas e os responsáveis pelo desenvolvimento de áreas sobre os locais onde se encontram as espécies raras, e os ajudam a modificar seus planos no sentido de evitar danos a estes lugares. As florestas de onde a madeira é extraída seletivamente dentro de um ciclo prolongado de corte, ou que são usadas para cultura itinerante tradicional por um pequeno número de agricultores, conseguem manter uma porcentagem considerável de suas biotas originais (Johns, 1987; Thiollay, 1992). Na Malásia, a maioria das espécies de pássaros pode ser ainda encontrada em florestas tropicais, 25 anos após a extração seletiva de madeira. Isto é possível também devido à presença de uma outra área intacta que se pode encontrar nas proximidades e que serve como fonte de espécies colonizadoras (Wong, 1985).

As espécies nativas podem, muitas vezes, viver em áreas não protegidas quando estas áreas são preservadas ou manejadas para algum fim que não seja danoso ao ecossistema. As zonas de segurança ao redor de instalações governamentais são algumas das áreas naturais de maior destaque no mundo.

O maciço da Juréia, ao sul do Estado de São Paulo, foi protegido pelo exército brasileiro, pois era uma área designada para receber uma usina atômica. A Estação Ecológica da Juréia/Itatins, com seus 79.830 hectares, existe hoje devido a esta proteção. Também nos Estados Unidos, habitats naturais estão localizados em áreas militares tais como o Forte Bragg, na Carolina do Norte; e as instalações nucleares na área do Rio Savannah, na Carolina do Sul. Embora as represas, reservatórios, canais, operações de dragagem, instalações portuárias e desenvolvimento do litoral destruam e danifiquem as comunidades aquáticas, algumas espécies são capazes de se adaptar a essas condições, particularmente se a água não for poluída. Nos estuários e mares manejados para a atividade pesqueira comercial e não comercial, muitas das espécies nativas ficam preservadas porque tanto as espécies comerciais quanto as não comerciais exigem que o ambiente químico e físico não seja danificado.

Outras áreas que não estão protegidas por lei provavelmente mantêm a diversidade biológica porque a densidade demográfica humana e o seu grau de uti-

lização são tipicamente muito baixos, como foi o caso do Vale do Ribeira e do Pontal do Paranapanema até os anos 70. Pelo mesmo motivo, áreas de fronteira, tais como a zona militar neutra entre a Coreia do Norte e do Sul são, muitas vezes, abundantes em vida selvagem porque permanecem subdesenvolvidas e pouco habitadas. Também as áreas montanhosas são, geralmente, muito íngremes e inacessíveis ao desenvolvimento. Estas áreas são freqüentemente tratadas pelos governos como bacias hidrográficas por seu valor no fornecimento constante de água e na prevenção contra inundações, e ainda por terem comunidades naturais, como a Serra do Cipó, próximo a Belo Horizonte, ou as porções mais íngremes da Mata Atlântica. Da mesma maneira, as comunidades de deserto podem estar menos expostas a riscos, em comparação a outras comunidades não protegidas, uma vez que as regiões desérticas são consideradas inadequadas para uso e habitação pelo homem.

Em muitas partes do mundo e no Brasil também, pessoas abastadas, empresas e fundações têm adquirido grandes áreas de terra para construção de suas propriedades particulares. Essas propriedades particulares são por

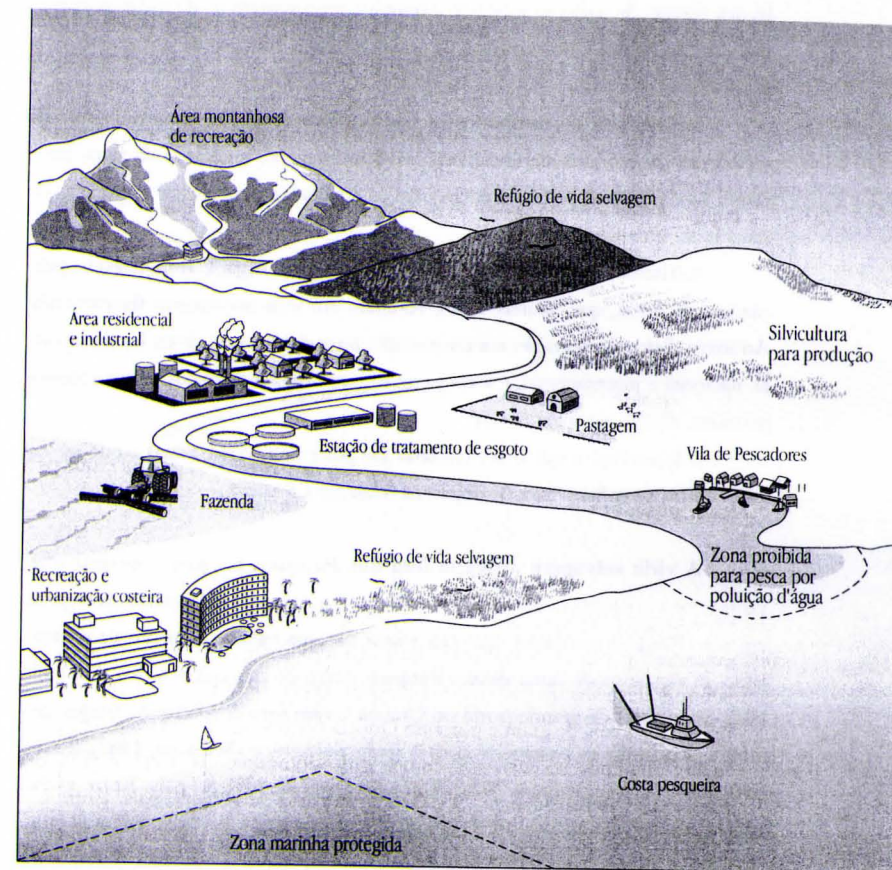
vezes pouco utilizadas, muitas vezes devido à intenção de seus proprietários de preservar a vida silvestre. Algumas terras na Europa, adquiridas e protegidas durante centenas de anos por famílias reais, têm preservado florestas centenárias singulares. No Brasil, a Fundação Boticário adquiriu em 1993, 2.340 ha de Mata Atlântica, com o objetivo de preservar uma porção deste Bioma. Também a família Klabin comprou uma área de 53.000 no Pantanal em 1940 e desde 1970, 7.000 ha foram destinados à preservação. Ainda que em muitos casos a intenção do proprietário seja unicamente preservacionista, em muitos outros também se vislumbra a possibilidade de lucros com ecoturismo e safáris fotográficos.

Em muitos países, grandes quantidades de terras de propriedade do governo são destinadas para múltiplo uso, de modo similar às Florestas Nacionais, onde se prevê extração sustentável de madeira e outros produtos florestais, além de recreação. Cada vez mais, as áreas de múltiplo uso também estão sendo valorizadas e manejadas pela sua capacidade de proteger as espécies, as comunidades biológicas e os ecossistemas (Norse et al., 1986; Johnson

e Cabarale, 1993; Noss e Cooperrider, 1994). Os biólogos de conservação estão agora se valendo de leis e tribunais para evitar que atividades aprovadas pelos governos sejam desenvolvidas em terras públicas quando apresentam ameaça à sobrevivência das espécies (Mlot, 1992).

Manejo de Ecossistemas

Muitos gerentes de unidades de conservação em todo o mundo estão ampliando seus objetivos para incluir a saúde dos ecossistemas. O conceito de manejo de ecossistemas é descrito por Grumbine (1994a): "O manejo do ecossistema coloca o conhecimento científico de relacionamentos ecológicos dentro de uma estrutura complexa sociopolítica e de valores, com o objetivo geral de proteger a integridade do ecossistema nativo a longo prazo". Os manejadores de recursos estão, cada vez mais, sendo pressionados para expandir seu enfoque tradicional sobre a produção máxima de bens (tais como o volume de madeira extraída) e de serviços (tais como o número de visitantes em Parques) e, por sua vez, ter uma perspectiva mais ampla que inclua a conservação da diversidade biológica (Grumbine, 1994b; Noss e Cooperrider, 1994; Poiani, 2000). Por exemplo, em uma grande bacia florestada ao longo da costa, o manejo de ecossistemas iria integrar todos os proprietários e usuários desde o topo do morro até a costa, incluindo silvicultores, fazendeiros, conservacionistas, comerciantes, moradores da cidade e a indústria pesqueira (Costanza, 1998) (figura 4.15). Entretanto, nem todos os ecologistas têm aceitado o paradigma de manejo de ecossistema; alguns consideram improvável mudar as práticas de manejo voltadas para o homem, que levam a uma super-exploração dos recursos naturais (Stanley, 1995).



As principais questões de manejo de ecossistemas compreendem:

1. Buscar as conexões entre todos os níveis e escalas da hierarquia do ecossistema; por exemplo, de um indivíduo a espécie, à comunidade, até do ecossistema.

2. Manejar na escala apropriada, não apenas em conformidade com as fronteiras políticas artificiais e com as prioridades administrativas estabelecidas pelos governos. O objetivo do manejo regional deve ser o de assegurar popu-

FIGURA 4.15. O manejo de ecossistemas envolve a integração de todos os agentes que afetam o ecossistema e recebem benefícios dele. Neste caso, uma bacia hidrográfica precisa ser manejada para uma variedade de propósitos, muitos dos quais interagem entre si.
Fonte: Miller, 1996

lações viáveis de todas as espécies, exemplos representativos de todas as comunidades biológicas e dos estágios de sucessão e das funções de um ecossistema saudável.

3. Monitorar os componentes significativos do ecossistema (números de espécimes de espécies significativas, cobertura vegetal, qualidade da água, etc.), reunir os dados necessários e então usar os resultados para ajustar as práticas de manejo de uma forma adequada.

4. Alterar as rígidas políticas e práticas dos órgãos responsáveis pelo manejo de áreas, que, muitas vezes, resultam em uma abordagem fragmentada. Ao invés disto, a integração e a cooperação inter-órgãos nos níveis local, regional, nacional e internacional, e a cooperação entre órgãos públicos e organizações privadas, devem ser incentivadas.

5. Reconhecer que o ser humano faz parte dos ecossistemas e que os valores humanos influenciam os objetivos relativos a manejo.

A vida selvagem africana fora dos Parques. Os países do leste africano como o Quênia, são famosos pelo grande número de espécies selvagens em seus Parques nacionais, que são a base de uma valiosa indústria de ecoturismo. A despeito da fama desses Parques, cerca de três quartos dos dois milhões de animais de grande porte no Quênia vivem fora dos Parques, freqüentemente dividindo as pastagens com o gado doméstico (Western, 1989). Esses pastos no Quênia ocupam 700.000 m², ou cerca de 40% do país. Entre as espécies conhecidas encontradas principalmente fora dos Parques, estão as girafas (89%), os antílopes (72%), as zebras de Grevy (99%), os órix (73%) e os avestruzes (92%). Apenas os rinocerontes, elefantes e os gnus são encontrados dentro dos Parques; os dois primeiros estão concentrados nos Parques porque os caçadores de marfim, chifres e peles eliminaram quase que toda as populações externas desses animais. Os grandes herbívoros encontrados nos Parques freqüentemente pastam sazonalmente fora deles; muitas dessas espécies seriam incapazes de sobreviver caso tivessem que ser mantidas dentro dos Parques limitados por cercas, ou por causa da caça predatória ou do desenvolvimento agrícola.

Os principais fatores que afetam a existência continuada das espécies selvagens de grandes mamíferos em áreas não protegidas do território africano

parecem ser uma estrutura social estável e posse garantida de terra pela população humana local (Western, 1989). Esses fatores tendem a ser uma característica das sociedades tradicionais e das modernas altamente desenvolvidas. Nessas situações, o uso dos recursos é regulamentado por uma autoridade reconhecida e as necessidades do momento podem ser adiadas para intensificar a produção futura de recursos.

No Quênia existe um movimento em favor da criação de uma nova política governamental que permita às comunidades rurais e aos proprietários de terras se beneficiarem diretamente da presença de grandes animais de caça em áreas não protegidas (Lewis, 1995; Western, 1997). Com a ajuda de entidades beneficentes internacionais estão sendo estabelecidas empresas locais de ecoturismo (incluindo caminhadas, fotografia, canoagem e safáris a cavalo). Nos locais onde a terra tem um bom número de animais, poderiam ser permitidos torneios de caça mediante o pagamento de altas taxas. Essa renda poderia ser dividida entre as comunidades locais e o governo do país. A carne e as peles obtidas com essas caçadas poderiam ser também vendidas para uma renda adicional que seria compartilhada. As comunidades que recebessem essas receitas teriam um forte incentivo para proteger os animais selvagens e evitar a caça predatória.

Ecologia de Restauração

A restauração de ecossistemas degradados representa uma oportunidade importante para os biólogos de conservação (Daily, 1995), não só pelo que podemos realizar diretamente, mas também pelo que podemos aprender sobre ecologia. A **ecologia da restauração** é definida como "o processo de alterar intencionalmente um local para restabelecer um ecossistema que ocupava aquele local originalmente. O objetivo deste processo é copiar a estrutura, o funcionamento, a diversidade e a dinâmica de ecossistemas específicos" (Society for Ecological Restoration, 1991). A ecologia da restauração se originou a partir de tecnologias que recuperam as funções de um ecossistema de valor econômico: pântanos artificiais para prevenção de enchentes, regeneração de áreas de mineração para prevenir a erosão do solo,

recuperação de solos para assegurar a produção de pastagens e manejo de florestas para produção de madeira, e preservação de áreas com valor cênico (Gilbert e Anderson, 1998). Entretanto, essas tecnologias algumas vezes produzem apenas comunidades simplificadas ou comunidades que não podem se manter. Com a diversidade biológica sendo agora uma preocupação generalizada, o restabelecimento de espécies e comunidades tem se transformado em uma das principais metas dos planos de restauração.

A ecologia de restauração é importante para o conhecimento ecológico, pois testa nosso conhecimento sobre as comunidades biológicas, desafiando-nos a juntar as partes que as compõem (Diamond, 1990). Como disse Bradshaw, (1990),

“Os ecologistas que trabalham com ecologia de restauração atuam no ramo da construção, e igual aos seus colegas engenheiros, podem rapidamente descobrir se sua teoria está correta quando um avião cai, quando uma ponte desaba, ou quando um ecossistema não consegue se desenvolver”.

Neste sentido, a ecologia de restauração pode ser vista como uma metodologia experimental que interage com o conhecimento obtido na pesquisa básica de ecossistemas intactos. A ecologia de restauração dá oportunidade de se reconstituir comunidades, na sua íntegra e de modos diversos, a fim de verificar se estas funcionam bem, e de testar idéias em uma escala maior, o que seria impossível de outra forma. (Dobson, 1997).

Engenheiros civis e outras pessoas envolvidas em grandes projetos de desenvolvimento trabalham com a restauração de habitats degradados de maneira prática e técnica. Seus objetivos são encontrar formas econômicas para estabilizar de forma permanente superfícies de solos, prevenir a erosão, permitir que vizinhos e o público em geral tenham um local de melhor aparência, e se possível, recuperar o valor produtivo das terras. O esforço de restauração se dá através do restabelecimento da diversidade e composição de estrutura da vegetação e funções do ecossistema. Os profissionais de ecologia de restauração precisam ter uma compreensão clara de como os sistemas naturais funcionam e que métodos de restauração são viáveis. Para ser prática, a ecologia de restauração deve também levar em consideração a velocidade da restauração, o custo, a confiabilidade dos resultados e a habilidade que a comunidade final tem para sobreviver com pouca ou nenhuma manutenção. Considerações tais como o custo e disponibilidade de sementes, quando irrigar as plantas, quanto de fertilizante deve ser aplicado, e como preparar o solo, podem se tornar essenciais para o sucesso de um projeto. Lidar com estes detalhes agrônômicos não é um trabalho normalmente atraente para os biólogos mais tradicionais, mas são considerações que devem ser levadas em conta pela ecologia de restauração.

Restaurar para quê?

Genericamente falando, restauram-se ecossistemas para que eles voltem a propiciar os mesmos serviços de antes de serem degradados, tais como melhoria da qualidade de água, redução de erosão, alimento para a fauna e refúgio de biodiversidade. Deste modo, a reconstrução de ecossistemas degradados tem um grande potencial para aumentar e intensificar o atual sistema de áreas protegidas. A Floresta da Tijuca foi restaurada a partir de 1845, com o objetivo de restabelecer o abastecimento de água no Rio de Janeiro. A melhora já era notável em 1848, ainda que fosse insuficiente para o tamanho da cidade. Em 1991, a Floresta Nacional da Tijuca foi declarada uma Reserva da Biosfera pela Unesco. Também a cidade de Iracemápolis-SP restaurou a margem do reservatório de água da cidade, após a seca de 1985.

A restauração de ecossistemas envolve profissionais graduados de várias áreas, e demanda também grande quantidade de trabalho de campo, apresentando portanto potencial de geração de empregos longe das grandes cidades, onde eles são mais necessários. A ecologia de restauração provavelmente se tornará uma das áreas mais ativas da biologia de conservação, em função de sua aplicabilidade direta.

Um motivo menos nobre para restaurar ecossistemas é o impacto na opinião pública. Ainda que seja legítimo que uma empresa divulgue suas realizações em termos de restauração de ecossistemas, e melhore sua imagem com isto, muitas vezes estas realizações são menores do que se apresentam nos folders das empresas. O profissional de conservação deve evitar se envolver neste tipo de situação, mas pode também fazer uso desta necessidade da empresa, para conseguir recursos para a implementação de fato de programas de restauração de ecossistemas.

Um serviço de ecossistemas para o qual se presta pouca atenção em nosso país são aqueles providos por áreas alagadiças. Por serem áreas impróprias para uso humano, elas são subestimadas em seu potencial biológico. Áreas alagadiças fisicamente funcionam como filtros do material particulado em suspensão no rio, e são também sítios de alta concentração de nutrientes, fundamental para várias espécies animais e vegetais. Em outros países, muitos projetos de desenvolvimento incluem a criação ou recuperação de áreas alagadiças em substituição àquelas que foram destruídas ou degradadas pelo projeto, como parte do seu plano geral. Esta restauração é exigida como condição para a aprovação governamental dos projetos. A intenção dessa exigência é garantir que não haja perda de áreas alagadiças. Entretanto,

a grande maioria dessas novas áreas é vista como um fracasso, uma vez que elas não têm a mesma composição de espécies ou propriedades hidrológicas das comunidades originais.

Em nosso país, ainda inexistente uma preocupação com a manutenção das áreas alagadiças. O Rio Tietê, que corta a cidade de São Paulo, era ladeado por uma área alagável, responsável pela contenção de cheias na cidade e pela manutenção da fauna, no outrora vivo Rio Tietê. O aterramento de fundos de vale para construção de vias expressas é quase que uma norma nas grandes cidades brasileiras. A restauração biológica de uma área como a da Marginal do Tietê, em São Paulo, é virtualmente impossível depois que a cidade a ocupa. A melhor opção é evitar sua ocupação, para que elas continuem a propiciar o serviço ecológico de contenção das cheias. Este lição é importantíssima para cidades de médio porte que estão ampliando sua rede viária. A cidade de Londrina-PR, por exemplo, possui uma malha de fundos de vale que permeia toda a cidade. Existe o risco de que um dia, parte destes rios seja canalizada para a construção de vias expressas. Neste dia, aumentarão os problemas de drenagem em Londrina.

Os (poucos) princípios gerais

A ecologia de restauração desempenhará um papel cada vez maior na conservação das comunidades biológicas, se áreas degradadas e comunidades aquáticas puderem ser restauradas a ponto de possuir a composição original de suas espécies e então serem agregadas à limitada área sob proteção. Devido ao fato das áreas degradadas serem improdutivas e de pouco valor econômico, os governos podem querer restaurá-las e elevar seu valor produtivo e de conservação.

A ecologia de restauração fornece a teoria e as técnicas para lidar com esses diferentes tipos de ecossistemas degradados. Existem quatro abordagens principais para restauração de comunidades biológicas e ecossistemas (figura 4.16; Cairns e Heckman, 1996; Bradshaw, 1990).

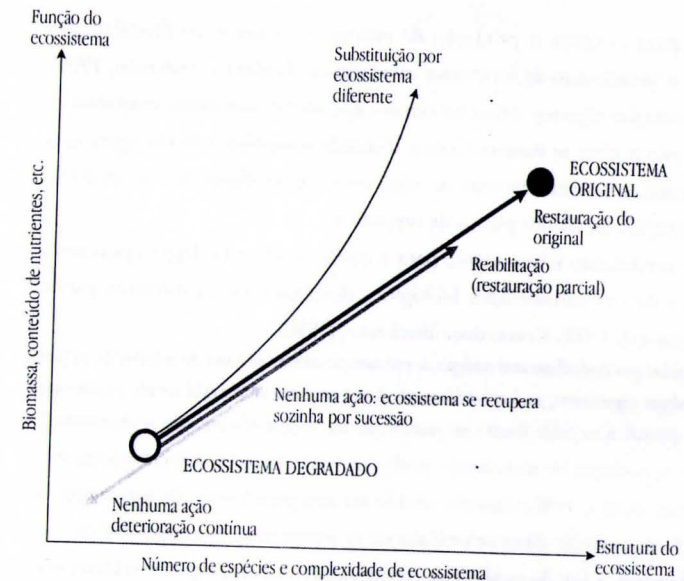


FIGURA 4.16. Ecossistemas degradados perderam sua estrutura (em termos de espécies e de suas interações com os ambientes físicos e biológicos) e sua função (o acúmulo de biomassa e de solo, água e processos nutricionais). Decisões devem ser tomadas quanto se é melhor recuperar, reabilitar, substituir o local degradado, ou se o melhor a fazer é simplesmente fazer nada (Bradshaw, 1990.)

1. **Nenhuma ação**, pois a restauração é muito cara, porque várias tentativas anteriores de restauração falharam, ou porque a experiência tem mostrado que o ecossistema se recupera por si mesmo. A pedreira Paulo Leminsky em Curitiba-PR é um exemplo de área onde a restauração biológica seria cara demais. Áreas como esta, podem ser utilizadas para outras finalidades, como este anfiteatro ao ar livre.

2. **Substituição** de um sistema degradado por outro tipo de ecossistema produtivo; por exemplo, substituição de uma pastagem degradada por uma floresta de espécies exóticas (Pinus ou Eucaliptus). A substituição pelo menos restaura algumas das funções de ecossistema, como retenção de solo e controle de cheias.

3. **Reabilitação** para recuperar pelo menos algumas das funções do ecossistema e algumas das espécies originais; por exemplo, substituição do plantio convencional por plantio direto, onde a infiltração de água no solo e a microfauna são estimulados.

4. Restauração da área em sua composição original de espécies e estrutura através de um programa ativo de reintrodução; especialmente através da plantação e da semeadura de espécies de plantas nativas. Muitas companhias que gerenciam lagos de hidrelétricas, como a Ducke e Itaipu, têm programas de restauração do entorno destes lagos.

Os ecossistemas podem ser danificados por fenômenos naturais como incêndios causados por raios, vulcões e tempestades, mas naturalmente recuperam sua biomassa original, estrutura de comunidade e até mesmo uma composição similar de espécies, através do processo de sucessão. Alguns ecossistemas danificados pela atividade humana são tão degradados que a sua capacidade de se recuperar fica seriamente comprometida.

A restauração é improvável quando o ambiente **físico** foi tão alterado que as espécies originais não podem mais sobreviver no local; os exemplos desses casos incluem as áreas de mineração, onde a restauração de comunidades naturais poderá demorar décadas ou até mesmo séculos, devido à estrutura do solo, toxicidade dos metais pesados e baixa fertilidade. A mesma situação ocorre nas áreas de "empréstimo", de onde se retira solo para construção de barragens. Este eufemismo sugere

que de alguma forma este solo poderia ser devolvido um dia, o que nunca ocorre. Como o solo e subsolo são retirados, então a restauração dessas áreas passa por conseguir o estabelecimento de plantas diretamente na rocha matriz. Em ambos os casos (mineração e barragens), a estrutura física do ecossistema foi severamente alterada, e para sua restauração é necessário investir uma quantidade de energia comparável com aquela que a degradou. Portanto, deve ser utilizado maquinário pesado para a regularização do relevo.

A restauração é improvável também quando o agente **químico** responsável pelo dano continua presente no ecossistema. A restauração da Mata Atlântica próxima a Cubatão-SP, onde estão localizadas várias indústrias com potencial poluidor, está diretamente ligada à redução desta poluição. É inútil tentar restaurar a mata sem o controle da poluição atmosférica.

Finalmente, a restauração é também improvável quando existe um impedimento de natureza **biológica**. Ou seja, muitas das espécies originais têm sido eliminadas em uma grande área, de forma que não existe mais nenhuma fonte de colonização. As espécies de Cerrado, por exemplo, foram eliminadas de grandes áreas do Planalto Central, para conversão em agricultura. Mesmo

quando uma área não é mais cultivada, a comunidade original pode não mais se restabelecer, pois não há mais fonte de sementes ou animais colonizadores das espécies originais.

A Ecologia da Restauração é uma ciência nova, e como tal, possui ainda poucos conceitos gerais. Um conceito freqüentemente mencionado na literatura, é que ecossistemas devem ser restaurados seguindo a seqüência de aspectos físicos, químicos e biológicos (Bradshaw, 1984). Deste modo, por exemplo, uma área degradada por mineração deve ter sua estrutura física restaurada, o que significa ter seu relevo regularizado, solo estabilizado, infiltração aumentada, para então considerar aspectos químicos, como a fertilidade química do solo e poluição atmosférica, e só então passar à fase biológica, de escolha de espécies e tratos culturais. Esta não é, no entanto, uma regra sem exceções. Nos casos menos graves, a implantação de árvores pode colaborar para melhorar a estrutura física do solo por meio de travamento de solo nas raízes, e pode também melhorar a fertilidade do solo por meio de deposição de matéria orgânica e fixação de nitrogênio.

Restauração na prática

Várias técnicas de restauração de florestas estão sendo testadas. Os restauradores de florestas têm aprendido mais com seus erros do que com seus acertos. Em honra a estas pessoas que ousaram arriscar seus recursos e sua reputação para que nós não repetíssemos seus erros, nós vamos citar suas experiências, sem citar seus nomes.

Parece até razoável restaurar uma área utilizando as espécies que constam da lista de espécies nativas de uma área. Esta estratégia, no entanto, encerra uma armadilha. As listas de espécies são obtidas na maior parte das vezes em levantamentos realizados em florestas maduras e bem conservadas. Estas espécies não conseguem se desenvolver a pleno sol, ou necessitam da fertilidade do solo florestal. De qualquer modo, o fraco crescimento destas espécies de sombra irá deixá-las suscetíveis a ataques de formigas, stress hídrico, competição com mato e pastejo de animais.

Um outro conselho prático é conhecer ao máximo o local, utilizando todas as fontes possíveis. Converse com pessoas, ande bastante pela área. Vista sua capa de

Quadro 4.3. - Os primeiros oito anos de uma restauração

A restauração desta área dentro da cidade de São Paulo, teve início em 1991. Esta era uma área alagadiça, onde foi depositado entulho de obras por décadas a fio, portanto seu solo era uma mistura de terra, concreto, ferro e lixo. Foram feitas covas bastante grandes, de um metro quadrado, que foram enchidas com esterco de cavalo, abundante neste Clube Hípico. Após a compostagem desse esterco, as covas foram completadas com terra, para só então iniciarmos o plantio das árvores.

Optamos por diminuir a densidade de árvores/ha, de modo a concentrar recursos em um número menor de covas, e deste modo, aumentar a taxa de sobrevivência.

Áreas severamente degradadas como essa, submetem as plantas a stress hídrico, acidez de solo e falta aguda de nutrientes. Para sobreviver nessas condições, é necessário um forte subsídio energético em cada planta, na forma de covas grandes, correção, fertilização, e até irrigação, em alguns casos. Todo este trabalho é mais fácil de ser realizado com a redução do número de plantas na área. Essa redução não compromete o resultado final da restauração, porque com todos estes cuidados, a mortalidade é, como foi neste caso, muito baixa.



Junho/1991



Julho/1991

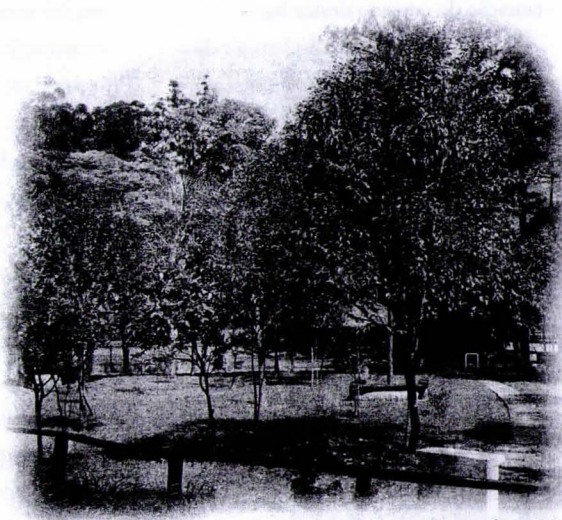


Março/1992

Dezenas de restaurações como esta foram implementadas neste Clube, com uso de material autóctone. Também as mudas foram transplantadas de áreas onde elas se encontravam em alta densidade. Esta técnica é recomendável para fragmentos de floresta de baixa diversidade, tomados por poucas espécies. No entanto, a retirada de plântulas de áreas bem conservadas, onde existem espécies raras, pode levar a dois tipos de problema.

A retirada de indivíduos de uma população pequena pode causar um impacto na comunidade vegetal, e pode também levar a uma restauração mal-sucedida, já que as espécies de interior de floresta dificilmente conseguem se desenvolver a pleno sol.

A mão de obra foi o único gasto para restaurar dezenas de áreas similares neste local.



Dezembro/1999



Julho/1995

Sherlock Holmes e identifique todas as possíveis fontes de problema. Alguém coloca fogo freqüentemente nesta área? Existem fontes próximas de propágulos? Existem plântulas na área? De que espécies? Algum capim infesta a área? Qual? Cada um destes aspectos implica diferentes estratégias, tratos culturais, e escolha de espécies.

Durante algum tempo, o plantio em módulos foi proposto como estratégia de restauração. O módulo era composto de algumas espécies de hábitos diferentes. Desta forma, combinava-se o crescimento rápido das pioneiras com a longevidade das secundárias e climáticas. Havia também a vantagem das pioneiras sombrearem as climáticas, estimulando uma arquitetura mais apical de árvore. Apesar de fazer sentido do ponto de vista ecológico-sucessional, o

FIGURA 4.17. Esta restauração à beira do Rio Tietê, em Cosmópolis, foi a precursora de uma série de trabalhos que se seguiram. O então aluno de agronomia José Carlos Bolinger Nogueira implantou uma combinação totalmente casual de espécies, incluindo até exóticas. O excelente resultado nos lembra que a sucessão florestal é um processo espontâneo, e que ao restaurador cabe somente acelerar e baratear este processo.



módulo é bastante complexo de ser implantado no campo em larga escala. Cada módulo tem uma composição de espécies. Ainda que cada plantio tenha um número reduzido de módulos (dez a vinte), e que eles se repitam muitas vezes no campo, a sua implantação exige um profissional de nível médio. Durigan (com. pess., 1999) comparou plantios aleatórios com plantios em módulo e não encontrou diferenças. Ainda que o plantio em módulos possua a vantagem de facilitar o estudo de quais associações de espécies são mais interessantes, a complexidade de sua implantação encarece a restauração sem trazer benefícios. O plantio aleatório pode até não fazer uso dos diferentes hábitos de crescimento das árvores, mas sua simplicidade é certamente atraente. Em Cosmópolis, o então estudante de Agronomia José Carlos Bolinger Nogueira trazia plântulas do campus da ESALQ para a beira do Rio Tietê. Este foi um plantio aleatório, assim como o da Mata da Tijuca, discutido acima. A figura 4.17 mostra o resultado após 35 anos do início do plantio. Este plantio possui vários indivíduos de espécies exóticas em seu interior, como o Flamboyant (*Delonix regia*), o que não parece estar comprometendo a sustentabilidade da floresta.

Muitas vezes o profissional responsável por uma restauração utiliza muitas espécies arbóreas, para evitar que a floresta tenha uma baixa diversidade. Este temor na maior parte das vezes é infundado. Na grande maioria dos casos, ocorre o enriquecimento da floresta com espécies trazidas pela avifauna ou pelo vento. O fator limitante na grande maioria dos casos não é a diversidade, mas sim o fraco crescimento das plantas, que deve ser o foco de atenção do responsável pela restauração florestal

Existe no entanto, um caso onde a sobrevivência da floresta está arriscada. Em uma área que era infestada por *Brachiaria* sp., a implantação da floresta sombreou a área e limitou o crescimento do capim, mas não a ponto de exterminá-lo. As touceiras ainda hoje sobrevivem, com as árvores já altas, provavelmente com a fotossíntese realizada no inverno, quando as árvores deixam cair parte das folhas, e a luz solar chega até o chão. A presença de touceiras de *Brachiaria* nesta área impede o estabelecimento das plântulas das árvores, e coloca em risco a sustentabilidade da floresta.

Entre as muitas estratégias de restauração a disposição, como o aumento ou diminuição da densidade de



FIGURA 4.18. *Cinturão de vegetação ao redor do Porto Tubarão (Foto: Companhia Vale do Rio Doce)*

plantio, do tamanho de mudas, uso de espécies climáticas ou pioneiras, nativas ou exóticas, existem algumas estratégias mais adequadas a áreas degradadas, e outras adequadas a áreas menos degradadas. O uso de um número maior de espécies, por exemplo, é mais adequado para áreas pouco degradadas. Em áreas mais degradadas, é interessante selecionar algumas poucas espécies que sejam mais tolerantes ao fator limitante da área. O tamanho de muda também deve variar em função do nível de degradação da área. Quanto mais degradada a área, maior deve ser a muda, já que ela suportará melhor os estresses a que estará sujeita. Por outro lado, mudas grandes encarecem o plantio. Por este motivo, quando a área não estiver muito degradada, devemos utilizar mudas menores.

Em alguns casos, ambientes inteiramente novos são criados pela atividade humana, tais como reservatórios, canais, aterros e parques industriais. Se esses locais são negligenciados, freqüentemente se tornam dominados por espécies exóticas e daninhas, resultando em comunidades biológicas que são improdutivas e muito diferentes das áreas adjacentes, sem valor do ponto de vista de conservação e sem apelo estético. Quando esses locais são pre-

parados adequadamente e as espécies nativas reintroduzidas, as comunidades nativas podem ser recuperadas com sucesso. O Porto de Tubarão é um exemplo destes. Diferentemente de outras áreas portuárias, este porto possui um cinturão de vegetação ao seu redor, que foi implantado para ajudar a reter o minério de ferro que se dispersa para a cidade de Vitória-ES. Os efeitos deste cinturão na redução da poluição atmosférica são motivo de controvérsia entre a Companhia Vale do Rio Doce e os ambientalistas locais, mas indubitavelmente este cinturão ameniza o impacto visual do Porto de Tubarão para os habitantes de Vitória-ES. (figura 4.18)

A restauração biocultural

Daniel Janzen vem trabalhando com o governo da Costa Rica e a população local para restaurar 75,000 ha de terra no Parque Nacional de Guanacaste (Allen, 1988; Janzen, 1988b). Os planos de restauração incluem o plantio de árvores nativas, controle de incêndios e a proibição da caça. A pastagem será reduzida a níveis mínimos, já que favorecem incêndios e impedem a regeneração das espécies de plantas nativas. O objetivo é eliminar as espécies exóticas e restabelecer o ecossistema da floresta dentro dos próximos 100 a 300 anos.

Um aspecto inovador deste esforço de restauração é a integração da população local em vários aspectos do manejo de parques e do papel que se pretende que o parque desempenhe na vida cultural e educacional destas pessoas. Muitos dos fazendeiros e agricultores tiveram oportunidade de ser treinados como funcionários do Parque e de usar suas habilidades e conhecimentos da área para ajudar no desenvolvimento do Parque. Aqueles indivíduos que demonstram iniciativa e habilidade estão sendo treinados como gerentes e biólogos. Um elemento chave no plano de restauração é o que vem sendo chamado de *restauração biocultural*, significando que o Parque servirá como um centro de ensino para 40.000 residentes locais que aprenderão sobre história natural e princípios de ecologia e conservação.

Em Assis, o Eng^o F^{nal}. Cláudio Bertolucci conduz a Associação de Recuperação Florestal do Médio Paranapanema - Flora, que utiliza os recursos recolhidos pelo IBAMA dos usuários de produtos florestais (padarias com forno a lenha, madeiras e indústrias de móveis) para a recuperação de florestas. No caso da Flora, os viveiros são conduzidos parcialmente por crianças que são treinadas como viveiristas. Experiências como as de Bertolucci e Janzen provam que a restauração não é um ônus para a sociedade, mas sim uma geradora de empregos, e mostram também que a restauração da floresta passa pela "restauração" do ser humano.

Lagos. As tentativas de recuperação de lagos eutróficos não só têm fornecido informações práticas de manejo, como também têm contribuído para a limnologia (estudo da química, biologia e física de água doce), que de outra forma não teria sido possível (MacKenzie, 1996). Um dos tipos mais comuns de danos aos lagos é a eutrofia cultural causada pelo excesso de nutrientes minerais produzidos pela atividade humana (veja Capítulo 2). Os sinais de eutrofia incluem aumentos na população de algas (especialmente uma cobertura de algas azuis-esverdeadas), a pouca transparência da água, o baixo nível de oxigênio da água, a mortandade de peixes, e um eventual aumento do crescimento das plantas flutuantes e outras ervas daninhas aquáticas. Os efeitos na diversidade biológica são complementados também pelo grande número de espécies exóticas que têm sido introduzidas nos lagos e que são altamente competitivas neste ambiente perturbado e rico em nutrientes (Mills et al., 1994).

Um dos exemplos mais marcantes e onerosos de restauração de lagos é o do Lago Erie (Makarewicz e Bertram, 1991). O lago Erie nos EUA era o lago mais poluído da região dos Grandes Lagos nos anos 50 e 60 e caracterizava-se pela deterioração da qualidade de água, extensivas florações de algas, declínio das populações de peixes nativos, colapso da pesca comercial e redução do oxigênio nas águas mais profundas. Para enfrentar esse problema, os governos dos Estados Unidos e Canadá investiram mais de US\$ 7.5 bilhões a partir de 1972, em tratamento de esgotos visando reduzir a descarga anual de fósforo no lago que era de 15.260 toneladas em 1972 para 2.449 toneladas em 1985. Quando a qualidade da água começou a melhorar, em meados dos anos 70 e 80, a quantidade de um peixe predador (*Stizostedion vitreum*) começou a aumentar por si só. Estes peixes predadores também foram adicionados no lago pelas agências estatais, porque eles

se alimentam de peixes que comem zooplâncton. Com a redução da densidade dos peixes menores, o zooplâncton aumenta sua densidade, mais algas são ingeridas e a qualidade da água aumenta ainda um pouco mais. A introdução de um molusco que filtra a água, retirando as algas, também contribuiu para melhorar a qualidade da água nos últimos anos.

Nos anos 80 houve uma melhora contínua na qualidade da água do Lago Erie, verificada por concentrações mais baixas de fósforo, menor incidência de algas, uma alteração da composição da comunidade chegando a números relativos mais altos de peixes zooplancônicos que se alimentam de algas e também de peixes predadores. Há também evidência de que houve uma melhoria dos níveis de oxigênio nas camadas inferiores do lago. Ainda que o lago nunca mais volte às suas condições originais, por causa do grande número de espécies exóticas e pela alteração na química da água, a combinação dos controles "de cima para baixo" e "de baixo para cima" - e o investimento de bilhões de dólares - resultaram em um significativo grau de restauração neste ecossistema grande e altamente manejado.

Uma agenda para a Ecologia da Restauração. A restauração de ambientes degradados tem enfatizado o restabelecimento das comunidades originais de plantas. Esta ênfase parece apropriada, já que a comunidade vegetal geralmente contém a maior parte da biomassa e proporciona a estrutura para o resto da comunidade. Não obstante, existem outros componentes importantes na comunidade. Fungos micorrízicos e bactérias têm uma função vital na decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Miller, 1990); invertebrados são importantes para a criação de estrutura do solo. Herbívoros são importantes para reduzir a competição vegetal e com isso manter a diversidade de plantas. Muitos vertebrados são dispersores de sementes, predadores de insetos e escavadores de solos. Estas espécies não vegetais podem ser levadas para as áreas degradadas em torrões de terra. Animais maiores e invertebrados podem ser capturados em quantidade, para então serem liberados nas áreas. Em áreas onde a degradação possa ser planejada antecipadamente, é interessante recolher o horizonte superficial do solo, que contém a maior parte das sementes, invertebrados e outros organismos, e então reutilizá-lo na restauração.

Resumo

1. A proteção do habitat é um dos métodos mais eficientes de preservar a diversidade biológica. A área de habitats legalmente protegida provavelmente nunca excederá significativamente os atuais 5,9% da superfície da Terra, devido às visíveis necessidades das sociedades humanas de utilização dos recursos naturais. As áreas protegidas bem selecionadas podem dar início à proteção de grandes quantidades de espécies, mas sua eficácia a longo prazo ainda é uma dúvida.
2. As agências governamentais e as organizações de conservação estão agora estabelecendo prioridades nacionais e mundiais para definir novas áreas de proteção baseadas nas características, ameaça e utilidade relativas das espécies e das comunidades biológicas de um local. Para ser eficaz na preservação da diversidade biológica, as áreas de proteção da terra devem compreender representantes de todas as comunidades biológicas.
3. Além do senso comum e da experiência, deve-se levar em conta os princípios da biologia de conservação ao se estabelecer novas áreas de proteção. De maneira geral, os novos parques deveriam ser tão grandes quanto possível e não deveriam ser fragmentados por rodovias, cercas e outras atividades humanas. Muitas espécies ameaçadas exigem essas condições de não-invasão para continuar a existir.
4. As áreas de proteção têm de ser manejadas para que se mantenha sua diversidade biológica uma vez que suas condições originais de área foram alteradas pela atividade humana. Algumas partes das áreas protegidas podem precisar de queimadas ou escavações periódicas, ou ainda outros tipos de interferência pelo homem, para que se mantenha os tipos de habitat e os estágios de sucessão que algumas espécies necessitam.
5. Existe uma diversidade biológica considerável fora das áreas protegidas, especialmente em habitat manejado para extração de recursos de múltiplo uso. Os governos estão cada vez mais incluindo a proteção da diversidade biológica nas suas prioridades de manejo da terra para múltiplos usos, uma prática às vezes chamada de manejo de ecossistema.
6. A ecologia de restauração fornece métodos para restabelecer as espécies, comunidades inteiras e funções de ecossistemas em habitats degradados. A ecologia de restauração dá oportunidade de valorizar a diversidade biológica em habitats de pouco valor para o homem.

Conservação e Desenvolvimento Sustentável

Os esforços para preservar a biodiversidade, às vezes se chocam com as necessidades humanas (*figura 5.1*). O **desenvolvimento sustentável** - representa uma solução para este confronto. Trata-se de um desenvolvimento econômico que satisfaz tanto as necessidades humanas de recursos e emprego presentes quanto as futuras, enquanto minimiza seu impacto sobre a diversidade biológica (WCED 1987; Lubchenco et al., 1991; WRI/IUCN/UNEP, 1992). O conceito de desenvolvimento sustentável vem sendo aplicado de vários modos. De acordo com a definição de alguns economistas ambientais, desenvolvimento, que se refere a progressos na organização sem aumento de consumo de recursos, é nitidamente diferente de crescimento, que é o aumento da quantidade de recursos utilizados (Costanza e Daly, 1992). Se o desenvolvimento sustentável pretende ser um conceito útil na biologia de conservação, ele deve enfatizar o desenvolvimento que ocorre sem o crescimento da utilização dos recursos naturais. Investir na infraestrutura de unidades de conservação para melhorar a proteção da diversidade biológica e proporcionar oportunidades de renda para a população local, seria um exemplo de desenvolvimento sustentável compatível com essas diretrizes, como também o seria um esforço para o desenvolvimento de práticas menos destrutivas na atividade de extração de madeira e pesca.

Muitas empresas de grande porte têm tentado usar, e algumas vez-

es abusar, do conceito de desenvolvimento sustentável com o intuito de “camuflar ecologicamente” suas atividades industriais, não mudando a essência de suas práticas (Willers, 1994). Um plano de instalação de um enorme complexo de mineração no interior de uma mata virgem pode ser considerado como “desenvolvimento sustentável” só porque uma pequena parte da área será mantida como Parque? Alguns conservacionistas têm sido vistos como o extremo oposto, defendendo a idéia de que grandes áreas do mundo devem ser mantidas imunes a qualquer tipo de desenvolvimento e que permaneçam ou voltem ao seu estado selvagem (Mann e Plummer 1993). Como em todos os confrontos, os cientistas e cidadãos bem informados devem estudar essas questões cuidadosamente, examinar quais posições estão sendo defendidas e por quais grupos, e quais as suas razões e, a partir daí, tomar decisões criteriosas que melhor se adaptem às necessidades – às vezes conflitantes – da sociedade humana e da proteção da diversidade biológica.

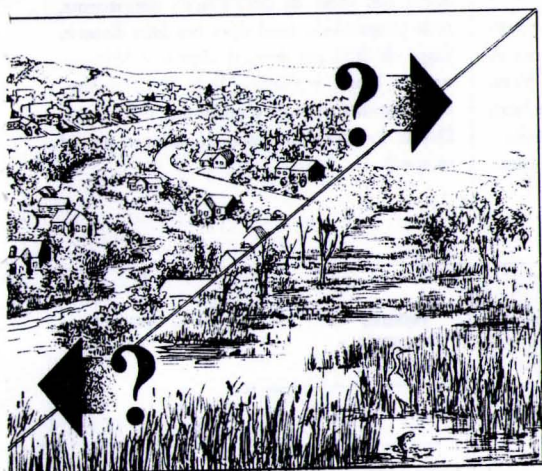


FIGURA 5.1. As decisões devem ser tomadas no que se refere aos compromissos entre o desenvolvimento voltado para as necessidades humanas e a preservação do mundo natural (Gersh e Pickert, 1991; desenho de Tamara Sayre)

Ação Governamental

Legislação

Nas sociedades modernas, os governos a nível federal, estadual e municipal aprovam leis para a proteção das espécies e habitats (Caldwell, 1985; Gross et al., 1991). Tais leis são sancionadas porque cidadãos e líderes políticos sentem que elas

representam o desejo da maioria e proporcionam benefícios de longo prazo à sociedade como um todo, apesar de limitar a liberdade de ação de algumas pessoas ou instituições.

As leis de conservação regulamentam atividades que afetam diretamente as espécies e os ecossistemas. Isto pode se dar de diversas formas: a) Limitação de extração de produtos silvestres, tais como caça, pesca e extração de produtos florestais. b) Limitação do lançamento de resíduos, causando poluição atmosférica, terrestre ou aquática, c) Limitação do uso do solo, tanto de áreas privadas, como na designação de reservas da natureza. d) Avaliação de Impacto Ambiental.

a) Limitação de extração de produtos silvestres

Há somente algumas dezenas de anos, o Brasil possuía vastos territórios e pouca população. A extração de recursos diretamente da natureza; como a caça, a pesca e o corte seletivo de árvores não constituíam então uma ameaça tão severa para a sustentabilidade das espécies.

A lei de proteção à fauna (lei 5.197, de 1967) foi um dos primeiros instrumentos legais de regularização da caça, instituindo a licença de caça e impedindo o uso de técnicas que maltratem os animais. Mais importante que isto, a lei de proteção de fauna proibiu o comércio de espécimes da fauna silvestre, cortando um elo que ligava a caça ao consumo. Infelizmente esta lei não foi cumprida. Até recentemente, era comum encontrar pássaros, micos e outros animais em feiras de todo Brasil. Também conhecemos casos de expedições de pesquisa que, no Nordeste do Brasil, pagavam crianças para coletar todos os lagartos que pudessem encontrar.

Igualmente à lei de proteção de fauna, o Código de Pesca data de 1967, porém se passaram algumas décadas até que esta lei fosse aplicada, pelo menos de maneira incipiente. Na década de 80, a legislação referente à pesca se tornou mais específica, como por exemplo, com a lei 7.643, de 1987, que proíbe a pesca de cetáceos nas águas brasileiras, e com a lei 7.679 de 1988, que impede a pesca durante a piracema.

O Código Florestal (lei 4.771, de 1965) regulamentou vários aspectos da extração de produtos florestais, porém vários anos se passaram até que os órgãos ambientais estaduais e federais ganhassem força política para iniciar

sua implementação, que até hoje é débil. O artigo 16 do código florestal, por exemplo, obriga que 20% da área das propriedades rurais nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, sejam mantidas com cobertura arbórea localizada. Apesar disto, a zona rural ao redor de Londrina, PR, possui apenas 5,86% de cobertura florestal nativa. Várias regiões agrícolas possuem valores de cobertura vegetal até menores. Também em relação à extração florestal, as Portarias do CONAMA, e Resoluções do IBAMA, na década de 80, trouxeram maior especificidade à legislação ambiental. A Resolução CONAMA 04 de 1985 definiu vários termos que estavam ambíguos no Código Florestal e a Portaria 439 do IBAMA, por exemplo, obrigou aqueles que extraem palmito a realizar a reposição florestal.

b) Limitação do lançamento de resíduos

A década de 1970 foi uma época de intenso crescimento industrial, com a ampliação do Pólo Petroquímico de Cubatão-SP e implantação do Pólo Petroquímico de Camaçari. Infelizmente houve pouquíssimos cuidados com o lançamento dos resíduos produzidos por estes pólos.

O Decreto-lei 1.413 de 1975 dispõe que as indústrias deverão "prevenir ou corrigir os inconvenientes causados pela poluição". Mais tarde, no mesmo ano, o Decreto 76.389 definiu mais precisamente os termos e penalidades mencionados no Decreto anterior.

Na agricultura, a Lei dos Agrotóxicos (Lei 7.802, 1989) foi um divisor de águas, com disposições específicas sobre a pesquisa, experimentação, produção, embalagem, rotulagem, transporte, armazenamento, destino final dos resíduos e das embalagens. A lei 7.802 criou o receituário agrônomo, determinando que um profissional legalmente habilitado deve prescrever o agrotóxico.

c) Limitação do uso do solo

O Código Florestal (lei 4.771, de 1965) é a principal ferramenta utilizada pelos órgãos ambientais estaduais e federais, para coibir desmatamentos. Esta ferramenta se criou graças a um esforço de muitas décadas. Na sua origem, o Código Florestal de 1934 era de pouca utilidade, devido a sua generalidade. Mesmo com a alteração deste Código, com o Decreto 50.813, de 1961, ainda encontramos que "a delimitação definitiva da área das florestas será feita após indispensável estudo e reconhecimento...", ou seja: o decreto não delimita claramente quais áreas serão protegidas.

Quadro 5.1 - A demarcação de áreas de Preservação Permanente

Você pode iniciar a demarcação das áreas de preservação permanente pelas beiras de rios. Toda a faixa ao longo dos rios é área de preservação permanente. A largura desta faixa varia de acordo com a largura do rio, de acordo com a tabela abaixo:

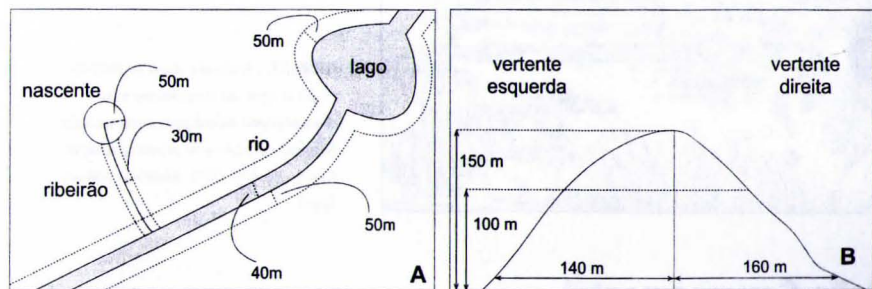
Largura do rio	Largura da área de Preservação Permanente
Menos de 10m	30m
10-50m	50m
50-200m	100m
200-600m	200m
Mais de 600m	500m

Esta faixa deve ser medida a partir do ponto mais alto de cheia, em ambos lados do rio. A largura mínima ao redor das nascentes é de 50 m. Reservatórios de água também possuem uma faixa de preservação permanente de 50m ao seu redor. Áreas com mais de 100% de declividade ou acima

de 1.800m de altitude são de preservação permanente

A seguir deve-se local os topos de morro. O Código Florestal define morro como toda elevação de mais de 50m e declividade superior a 30%. Nestes casos, o terço superior do morro (em cota) é área de preservação permanente.

O Código Florestal também define áreas de preservação permanente como aquelas que atenuam erosão, protegem rodovias, são locais de fauna ou flora em extinção ou asseguram o bem estar público. Estas categorias são menos objetivas e dependem da determinação do agente ambiental. Além das áreas de preservação permanente, toda propriedade rural deve ter uma Reserva Legal de 20% nas áreas já abertas e 50% nas regiões Norte e Centro-Oeste (estes valores estão em discussão na Câmara dos Federal dos Deputados, correndo risco de redução parcial ou total).



A - Mapa mostrando a área de preservação de 50m ao redor da nascente, 30m ao longo do ribeirão com menos de 10m de largura e 50m ao redor do reservatório.

B - Corte lateral de um morro (possui mais que 50m de altura em relação a base e mais que 30% de declividade). Toda a vertente esquerda é área de preservação permanente porque tem declividade maior que 100%. O terço superior do morro (acima da cota 100m) também é área de preservação permanente.

Somente em 1965 é criado o Código Florestal, que estabelece critérios claros de demarcação das áreas (Quadro 5.1). Mais tarde, em 1985, a Resolução nº 04, do CONAMA, definiu topograficamente alguns termos como morro e monte, que ainda estavam ambíguos, tornando o Código ainda mais claro.

O estabelecimento de unidades de conservação é outra forma de limitação do uso do solo. Estas unidades são a única grande fonte de terras protegidas em muitos países. Os Parques Nacionais da Costa Rica protegem mais de meio milhão de hectares ou cerca de 8% da área do país (Tangley, 1986; WRI/IUCN/UNEP, 1992). A devastação fora destas unidades está progredindo rapidamente e logo elas serão o único habitat virgem do país.

O exemplo da criação do Parque Nacional do Iguaçu mostra o esforço envolvido em conservar estas áreas. A primeira lei criando o Parque data de 1939 e não delimitava a área do Parque de maneira alguma, a não ser pela menção que ele estaria às margens das Cataratas do Iguaçu. Somente em 1981 o Decreto 86.676 delimitou precisamente a área do Parque. A delimitação precisa dos limites de um Parque é importante para a resolução de sua situação fundiária, um problema sério em muitos Parques brasileiros.

Além da proteção mais restrita que ocorre nos Parques, existem várias outras modalidades de unidades de conservação na legislação brasileira, como as áreas de Proteção Ambiental (Decreto 99.274, 1990), que é uma unidade de conservação voltada para compatibilizar desenvolvimento e ambiente. Já Estações Ecológicas (Lei 99.274, 1990) têm a função de conservar áreas representativas de ecossistemas brasileiros. Algumas modalidades nunca realmente entraram em atividade, como as Florestas Nacionais (Lei 4.771, 1965), que seguem o conceito de exploração econômica racional.

d) Avaliação de Impacto Ambiental

A Resolução CONAMA 01, de 1986, criou o RIMA (Relatório de Impacto no Meio Ambiente), um documento elaborado pelo empreendedor, ou por uma firma contratada para este fim, que avalia o impacto que determinada obra terá no ambiente. Um ponto fundamental deste processo é a avaliação por parte do órgão ambiental. A partir da publicação da Resolução CONAMA 01, os órgãos ambientais estaduais e federais passaram a organizar os GAÍAs (Grupo de Avaliação de Impacto Ambiental), que são responsáveis por avaliar os RIMAs. A atuação dos GAÍAs é fundamental para apontar falhas e deficiências nos RIMAs. Afinal, aos olhos de

muitos empreendedores, o RIMA é somente um gasto adicional, além de uma limitação à implantação do seu empreendimento.

A Resolução CONAMA 01 também prevê uma audiência pública, onde o empreendimento é submetido à apreciação das pessoas que serão influenciadas. Dependendo do resultado da audiência pública, o empreendedor obtém uma licença prévia de funcionamento, enquanto prossegue a avaliação do RIMA.

Em todos os casos citados, a legislação brasileira tem progredido ao longo dos anos, definindo transgressões e penalidades mais precisamente. A mesma estória se repete em todos os casos; o governo cede à pressão dos ambientalistas e cria determinada legislação ambiental (Santos Dumont, por exemplo, pressionou o Governo para a criação do Parque Nacional do Iguaçu). Apesar disto, a legislação é criada com termos genéricos, que não ferem os interesses privados. Posteriormente, com mais pressão política dos ambientalistas, uma nova legislação é promulgada, avançando a proteção ambiental. No entanto, nem sempre a legislação caminha no sentido do aumento da preservação de espécies. Recentemente, uma comissão mista

do Congresso, liderada pelo Deputado Moacyr Micheletto, propôs uma série de mudanças no Código Florestal, que permitiriam o desmatamento de propriedades na Amazônia em até 75% da área total, além do plantio de espécies exóticas nas áreas de reserva legal. Graças a uma intensa mobilização política esta proposta foi tirada de pauta durante o ano de 2000, mas no começo de 2001 o Congresso Nacional voltou a discutir a Medida Provisória 2.080 que altera o Código Florestal. A legislação ambiental brasileira ainda está sendo definida e depende da pressão popular para incorporar ferramentas efetivas de proteção de espécies.

Os governos e as organizações de conservação em outros países protegem áreas através de **subsídios para conservação**. Os proprietários de terras freqüentemente preferem desistir do direito de desenvolver, construir ou subdividir a sua propriedade em troca de dinheiro, redução de impostos ou benefícios fiscais. Para muitos proprietários de terra, o subsídio para conservação é uma opção atraente, pois permite manter terras e ao mesmo tempo atender aos objetivos da conservação. Muitos proprietários de terras até aceitam voluntaria-

mente as restrições impostas pela conservação sem uma compensação. Outra opção usada pelos grupos de proprietários de terra nos Estados Unidos é o **desenvolvimento limitado**, ou seja, um proprietário rural e uma organização governamental estabelecem um compromisso permitindo que parte da terra seja desenvolvida comercialmente, enquanto o restante fica protegido por um subsídio para conservação. Os projetos de desenvolvimento limitado são quase sempre bem sucedidos, pois as terras desenvolvidas normalmente têm seu valor aumentado pela sua proximidade da área de conservação. O desenvolvimento limitado também permite que sejam feitas as construções necessárias ao desenvolvimento das sociedades humanas.

Algumas modalidades de unidades de conservação brasileiras incluem o conceito de desenvolvimento limitado, mas a grande diferença é o modo como este modelo é discutido e implantado. Apesar de possuir uma grande quantidade de áreas protegidas (figura 5.2), a falta de integração destas unidades de conservação com a população do seu entorno, compromete a sua implementação de fato. Enquanto no Brasil a criação de uma APA (Área de Proteção Ambiental) é imposta aos moradores de uma região, causando apreensão em relação à manutenção de seu modo de vida, como no caso da APA de Camanducaia-MG, em outros países, os moradores participam desta discussão. Esta é uma meta a ser atingida pela legislação ambiental brasileira, e exigirá melhor educação e organização institucional.

Sociedades Tradicionais e Diversidade Biológica

Uma grande porção de biodiversidade se encontra em lugares onde as pessoas têm morado há muitas gerações, utilizando os recursos de seu meio ambiente de uma maneira sustentável, como as populações caiçaras do litoral de São Paulo e Paraná. Estas populações locais, que têm um modo de vida tradicional em áreas rurais, recebendo relativamente pouca influência externa no que se refere à tecnologia moderna, é freqüentemente chamada de sociedade tribal, indígena, nativa ou tradicional (Dasmann, 1991). Essa população, com freqüência, tem estabelecido seus sistemas locais de direitos sobre os recursos naturais, os quais, muitas vezes, são reconhecidos pelos seus governantes. Na maior parte do mundo, essas comunidades estão cada vez mais entrando em contato com o mundo moderno, o que resulta em uma mudança de valores (especialmente entre os membros mais jovens) e também em um maior uso

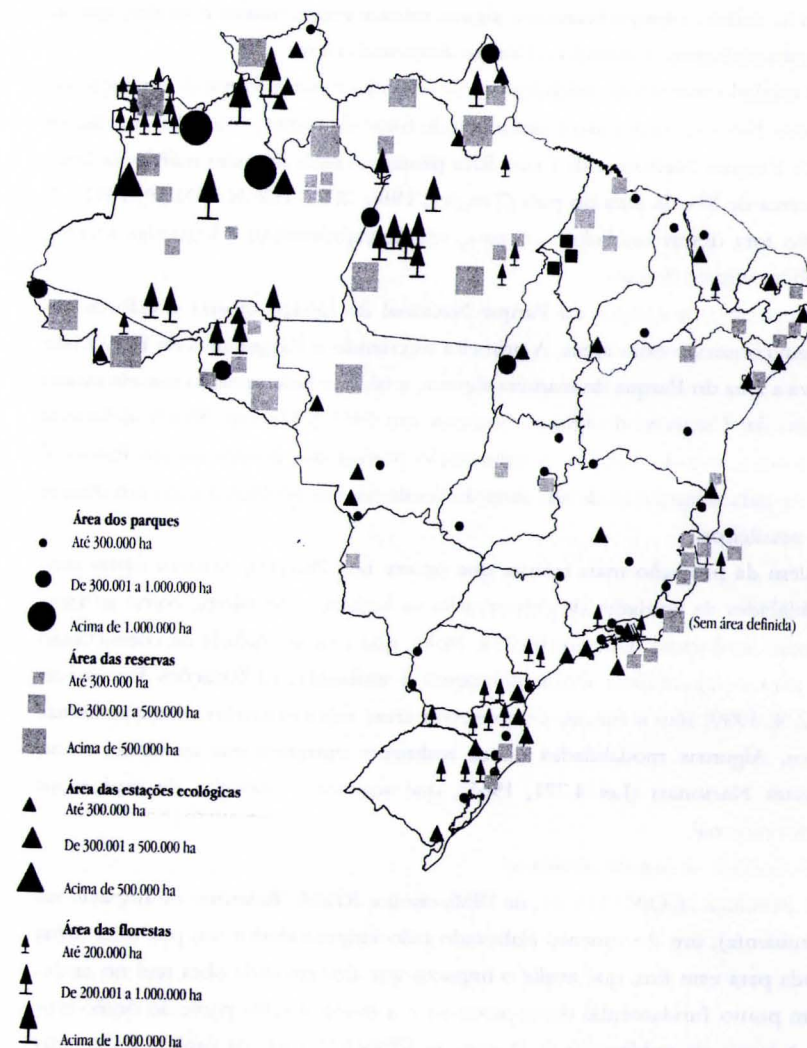


FIGURA 5.2. Unidades de Conservação Federal (Fonte: IBGE, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA).

de bens manufaturados fora da comunidade. É necessário que se perceba a diferença entre estas pessoas, já estabelecidas em uma sociedade indígena, e aqueles colonizadores recém-chegados e que geralmente não estão preocupados com a saúde da comunidade biológica.

Populações têm vivido em quase todo o ecossistema terrestre do mundo, há milhares de anos, como caçadores, pescadores, agricultores e extratores. Até as mais remotas florestas tropicais, tidas como devolutas pelo governo, normalmente têm uma população humana pequena e esparsa. De fato, as áreas tropicais do mundo têm mantido uma longa associação com as sociedades humanas, pois os trópicos sempre estiveram livres da glaciação, e são particularmente amenos, permitindo o estabelecimento humano. A grande diversidade biológica dos trópicos coexiste com as sociedades humanas há milhares de anos e, na maior parte dos lugares, os homens não danificaram substancialmente a diversidade biológica ao seu redor (Gomez-Pompa e Kaus, 1992). As sociedades tradicionais que utilizaram métodos inovadores de irrigação e uma variedade de culturas, puderam manter concentrações humanas relativamente altas, sem destruir seu am-

biente ou as comunidades biológicas vizinhas. A composição atual de plantas e animais em muitas comunidades biológicas são o reflexo das atividades, ao longo da história, das pessoas naquelas áreas, tais como a caça seletiva de certos animais, a pesca e o cultivo de espécies úteis de plantas (Dufour, 1990; Redford, 1992). O sistema agrícola conhecido como agricultura itinerante ou agricultura de derrubada-e-queima, também tem afetado a estrutura da floresta e a composição das espécies, ao criar um mosaico de retalhos de florestas de diferentes idades. Neste sistema, as árvores da área são cortadas, as plantas derrubadas são queimadas, e os cultivos feitos sobre a cinza rica em nutrientes. Após uma ou várias colheitas, os nutrientes são lavados do solo pela chuva; o agricultor então abandona o campo e abre novas faixas na floresta para o plantio. Este sistema funciona bem e não degrada o ambiente se a densidade da população humana for baixa e se houver uma área vasta de floresta.

As sociedades tradicionais têm sido vistas pela civilização ocidental sob diversas perspectivas. Em um extremo, as populações locais são vistas como destruidoras da diversidade biológica, que derrubam florestas e caçam descontroladamente. Essa destru-

ção se acelera quando eles adquirem armas, moto-serras e motores de popa, e quando aumenta a necessidade de bens manufaturados. A agricultura tradicional também degradou seriamente o ambiente em áreas sazonalmente secas, como no semiárido nordestino e na Grécia. No outro extremo, as populações tradicionais são vistas como “selvagens nobres” que vivem em harmonia com a natureza e perturbam minimamente o ambiente. Uma visão intermediária que vem se firmando, é a de que as sociedades tradicionais são muito diversas e não há uma única descrição de suas relações com o seu ambiente que pudesse servir a todos os grupos (Alcorn, 1993). Além disso, essas sociedades estão mudando rapidamente quando se confrontam com influências externas, e há também as grandes diferenças entre as gerações mais velhas e as mais novas.

Muitas sociedades tradicionais têm éticas de conservação muito fortes, que são mais sutis e menos claramente expressas do que as crenças ocidentais sobre conservação, mas que afetam as ações das pessoas no seu dia-a-dia (Gomez-Pompa e Kaus 1992; Posey, 1992). Um exemplo bem evidente de tal perspectiva de conservação é o dos índios Tukano, no noroeste do Brasil (Chernela, 1987). Os Tukanos vivem de raízes e de peixes de água doce (figura 5.3); têm severas proibições religiosas e culturais contra o corte da floresta ao longo do Alto Rio Negro, consideradas por eles como importantes para a manutenção das populações de peixes. Os Tukanos acreditam que estas florestas pertencem aos peixes e não podem ser cortadas



FIGURA 5.3. Os peixes de água doce são a principal fonte de proteína para os Tukanos, habitantes da bacia do Amazonas. (Fotografia © Paul Patmore.)

pelas pessoas. Eles também têm preservado amplos refúgios para peixes, e permitem a pesca apenas ao longo de menos de 40% da margem do rio. Chernela observa "Como pescadores que dependem dos sistemas dos rios, os Tukanos são conscientes da relação entre o seu ambiente e os ciclos de vida dos peixes, e especialmente do papel que as florestas adjacentes têm no suprimento de fontes de nutrientes para manter a vida dos peixes".

As populações nativas podem também manejar seu ambiente de modo a manter a diversidade biológica, como demonstrado por agrossistemas tradicionais e pelas florestas dos índios Huastecas no nordeste do México (Alcorn, 1984). Além de manter áreas agrícolas permanentes e praticar uma agricultura de derrubada e queima, os Huastecas mantêm florestas manejadas - conhecidas como *te'lom* - em encostas, ao longo de cursos de água e em outras áreas que são frágeis ou inadequadas para uma agricultura intensiva. Estas florestas contêm mais de 300 espécies de plantas, de onde a população retira seu alimento, a madeira e outros produtos necessários. A composição das espécies nas florestas é alterada em favor de espécies úteis, através do plantio e da retirada periódica e seletiva de ervas daninhas. Estes recursos da floresta fornecem às famílias dos Huastecas meios de superar os cultivos mal sucedidos. Exemplos comparáveis de aldeias de florestas com manejo intensivo existem em sociedades tradicionais de todo o mundo (Oldfield e Alcorn, 1991; Nepstad e Schwartzman, 1992; Redford e Padoch, 1992).

População local e seu governo

É comum, em áreas menos desenvolvidas, que a população obtenha os recursos que precisa, incluindo alimentação, madeira para combustão e materiais de construção - de seu meio ambiente. (MacKinnon et al., 1992). Sem estes produtos, algumas pessoas podem não ter meios de sobreviver. Quando uma nova unidade de conservação é criada, ou quando as fronteiras de uma unidade já existente passam a ser rigidamente controladas, as pessoas podem ter seu acesso negado a um recurso que elas sempre usaram ou até mesmo protegeram. A prática comum de ignorar os direitos tradicionais e as práticas da população local para criar novas unidades de conservação tem sido denominada "ecocolonialismo", devido a sua semelhança com os abusos históricos dos direitos dos nativos praticados por forças colonialistas

de épocas passadas (Cox e Elmqvist, 1993). A maioria dessas pessoas reage cautelosamente e mesmo antagonicamente quando seus direitos tradicionais são tolhidos (Clay, 1991; Dasmann, 1991). Para sobreviver, elas podem chegar a violar as fronteiras da unidade de conservação, o que às vezes resulta em confrontos com os administradores. Desta forma, a criação de uma unidade de conservação muitas vezes leva as pessoas a agirem como se fossem caçadores ilegais, embora não tenham mudado seu comportamento. Ainda pior, quando as pessoas do local sentem que os parques e seus recursos não mais pertencem a elas, mas a um governo externo, elas podem começar a explorar os recursos de forma destrutiva. Os administradores de unidades de conservação em todo o mundo freqüentemente citam os conflitos com as pessoas do local como seu mais grave problema (Machlis e Tichnell, 1985).

Um exemplo desse tipo de conflito ocorreu no Brasil em agosto de 2000, quando um grupo de 120 pataxós invadiu uma fazenda que integraria uma área de 70 mil hectares pleiteada por eles há vários anos. Os pataxós ocupam o Parque do Monte Pascoal desde 1999, e são descendentes diretos dos índios que presen-

ciaram a chegada de Cabral no Brasil. Segundo o cacique Bela Vista, essa estratégia de invadir fazendas visa forçar a FUNAI a pagar as indenizações para os fazendeiros para que eles possam entregar as terras para os fazendeiros. Os fazendeiros, por outro lado, alegam que compraram as terras do Governo Federal em 1985. Também o IBAMA alega que possui imagens de satélite que mostram o desmatamento nas áreas dos pataxós (O Estado de S. Paulo, 15/11/2000) (figura 5.4).

No mundo em desenvolvimento, geralmente não é possível fazer uma rígida distinção entre as terras usadas pelas populações nativas para obter recursos naturais e as unidades de conservação mais protegidas (Wells e Brandon, 1992; McNeely, 1993 a, b). Existem muitos exemplos nos quais é permitido às pessoas entrarem ocasionalmente em áreas protegidas para coletar produtos naturais. Nas Reservas da Biosfera, as populações nativas têm permissão para usar os recursos em zonas consideradas tampões. Em um outro exemplo, as pessoas têm permissão para colher bambu e sapé no Parque Nacional Chitwan, no Nepal (Lehmkuhl et al., 1988). Grandes animais de caça são abatidos legalmente para consumo da carne em

muitas reservas africanas (Lewis et al., 1990). As necessidades econômicas das populações nativas constam dos planos de manejo de conservação local, para beneficiar tanto as pessoas quanto a reserva. Esses compromissos, conhecidos como **projetos integrados de conservação - desenvolvimento**, estão cada vez mais sendo considerados como uma das melhores estratégias de conservação (Wells e Brandon, 1992).

As populações nativas algumas vezes assumem a liderança na proteção da diversidade biológica contra a destruição causada por influências externas. A destruição de florestas pelas operações de extração de madeira, sancionadas pelos governos, têm sido o alvo mais freqüente de protestos por parte de comunidades tradicionais no mundo todo (Poffenberger, 1990). No Acre, os “empates” liderados por Chico Mendes impediam o avanço dos tratores e moto-serras. Na Índia os seguidores do movimento Chipko abraçaram as árvores para evitar o seu corte (Gadgil e Guha, 1992). Em Borneo, os Penans, uma pequena tribo que vive da caça e coleta, atraiu a atenção do mundo com os bloqueios de estradas de desmatamento que atravessa-

vam suas florestas. Na Tailândia, sacerdotes budistas estão trabalhando com os nativos para proteger as florestas públicas e locais sagrados das operações de desmatamento comercial. Como afirmou um líder Tambon na Tailândia, “Esta é a floresta de nossa comunidade que foi simplesmente colocada dentro de um novo parque nacional. Ninguém nos consultou. Nós já a protegíamos antes das estradas serem construídas. Bloqueamos a nova estrada para evitar o desmatamento ilegal.

Capturamos o chefe de polícia do distrito e o prendemos por fazer desmatamentos. Nós o avisamos para não voltar mais aqui” (Alcorn, 1991). O estabelecimento de áreas protegidas manejadas passa pela cessão de poderes às comunidades locais e pela ajuda para obter títulos de terras que tradicionalmente lhes pertencem (Davis e Wali, 1994).

Diversidade biológica e diversidade cultural

As diversidades biológica e cultural estão geralmente ligadas. As áreas tropicais do mundo onde há grandes concentrações de espécies, são freqüentemente as áreas onde as pessoas têm a maior diversidade cultural e lingüística. O isolamento geográfico por cadeias de montanhas e complexos sistemas fluviais que favorecem a especiação biológica, também favorece a diferenciação de culturas humanas. A diversidade cultural encontrada em locais como a Amazônia, a África Central, Nova Guiné e Sudeste da Ásia representa um dos mais valiosos recursos da civilização humana, fornecendo uma visão singular de filosofia, religião, arte, manejo de recursos e psicologia (Denslow e Padoch, 1988). A proteção dessas culturas tradicionais dentro de seu ambiente natural dá oportunidade para se alcançar o duplo objetivo de proteger a diversidade biológica e preservar a diversidade cultural. Nas palavras de Toledo (1988):

É difícil planejar uma política de conservação em um país que é caracterizado pela diversidade cultural de sua população rural, sem levar em consideração a dimensão cultural; o profundo relacionamento que existe desde os remotos tempos entre natureza e cultura. Cada espécie de planta, grupo de animais, tipo de solo e paisagem quase sempre tem uma expressão lingüística correspondente,



uma categoria de conhecimento, um uso prático, um sentido religioso, um papel em um ritual, uma vitalidade individual ou coletiva. Salvar a herança natural do país sem resguardar as culturas que lhes têm dado vida, é reduzir a natureza a algo sem reconhecimento, estático, distante, quase morto.

A diversidade cultural está fortemente ligada à diversidade genética de plantas de culturas. Em áreas montanhosas, em particular, as culturas isoladas geograficamente desenvolvem variedades de plantas locais conhecidas como "variedade selvagem"; estes cultivares são adaptados ao clima local, solos e pestes e satisfazem os gostos da população local. A variabilidade genética nessas "variedades selvagens" tem significância universal para a agricultura moderna por causa de seu potencial para a melhoria das espécies de cultivo (veja Capítulo 3).

Envolvimento de sociedades tradicionais nos esforços de conservação

Existem várias estratégias para integrar a proteção da diversidade biológica, os costumes de sociedades tradicionais e a variabilidade genética da agricultura tradicional. Muitas delas podem ser classificadas como Projetos Integrados de Conservação e Desenvolvimento (Wells e Brandon, 1992). Uma outra estratégia seria a Gestão Participativa, que compreende diversos níveis de participação, desde a consulta, variando desde um processo de consulta até a transferência de responsabilidade e autoridade da instituição responsável para outros interessados (Fundação Biodiversitas, 1998).

Reservas de biosfera. O Programa Homem e a Biosfera (MAB), da UNESCO, tem como um de seus objetivos, a manutenção de "amostras de paisagens variadas e harmoniosas resultantes de um padrão de uso da terra estabelecido há muito tempo" (UNESCO, 1985; Gregg 1991). O Programa MAB reconhece o papel das pessoas na configuração da paisagem natural, como também a necessidade de encontrar meios pelos quais as pessoas podem, sustentadamente, utilizar os recursos naturais sem prejudicar o meio ambiente. A estrutura do programa de pesquisa MAB, presente em toda sua rede internacional

de Reservas de Biosfera (veja Capítulo 4), integra ciência natural e pesquisa em ciência social. Inclui investigações sobre como as comunidades biológicas respondem a diferentes atividades humanas, como os seres humanos respondem às mudanças em seu ambiente natural, e como ecossistemas degradados podem voltar à sua condição original.

No Brasil, a primeira reserva da biosfera, criada em 1992, foi para salvar os remanescentes de Mata Atlântica. A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica compreende na sua porção Sul-Sudeste, 25 áreas protegidas nos estados de São Paulo e Paraná, totalizando 468.193 hectares, e na sua porção norte compreende 8 áreas protegidas, num total de 92.920,5 hectares entre os estados da Bahia e do Espírito Santo. O Programa Internacional MAB aprovou, em outubro de 1993, dois outros projetos propostos pelo Brasil: a Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo, integrada com a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, e a Reserva da Biosfera do Cerrado do Distrito Federal.

Um exemplo valioso de Reserva de Biosfera é a Reserva Indígena de Kuna Yala, na costa noroeste do Panamá (Gregg, 1991). Nesta área protegida de 60.000 ha de floresta tropical, 30.000 habitantes Kunas, em 60 aldeias, praticam medicina, agricultura e silvicultura tradicionais, ao mesmo tempo em que cientistas de instituições externas realizam pesquisa e documentação. Os Kunas controlam cuidadosamente os níveis da pesquisa científica na reserva, insistindo no treinamento local, na apresentação de relatórios antes que os cientistas deixem a área, no pagamento de taxas para pesquisa, e tendo guias locais para acompanhar os cientistas. A população Kuna também controla o tipo e a velocidade do desenvolvimento econômico na reserva, contando com a assistência de seus próprios consultores externos remunerados. O grau de autoridade da população Kuna não é comum e ilustra o potencial que as populações tradicionais têm para controlar seu destino, modo de vida e meio ambiente. Entretanto, como as crenças tradicionais de conservação se desgastam face às influências externas, os Kunas mais jovens estão começando a questionar a necessidade de preservar a reserva tão rigidamente.

Conservação agrícola "in situ". Em muitas áreas do mundo, os agricultores locais, ao cultivarem variedades adaptadas à região, podem

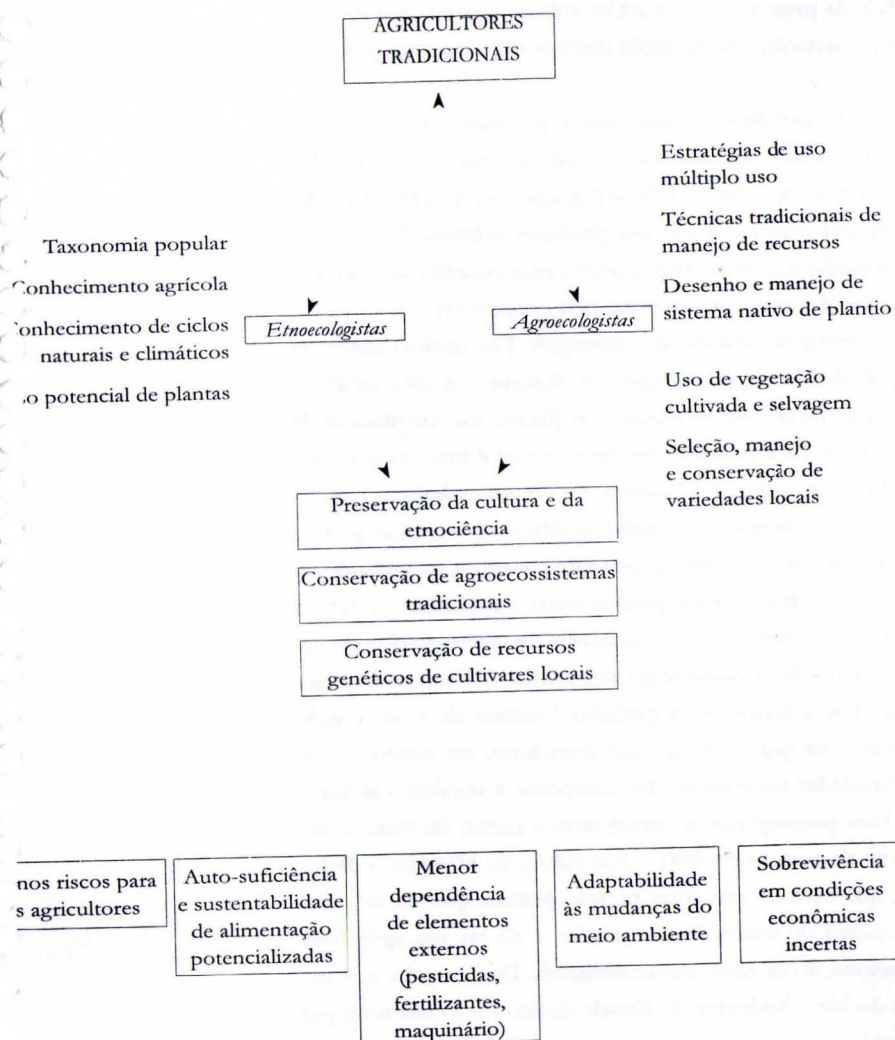


FIGURA 5.5 Práticas agrícolas tradicionais podem ser vistas sob a perspectiva humana tanto cultural como agrícola. Uma síntese destes pontos de vista levam a abordagens teóricas e metodológicas da preservação do meio ambiente, da cultura e da variação genética encontradas nesses agroecossistemas tradicionais. (Fonte: Altieri e Anderson, 1992).

preservar a variabilidade das espécies agrícolas (figura 5.5). Milhares de variedades de batatas são plantadas por agricultores nos Andes. Muitas vezes esses agricultores plantam muitas variedades em um único campo para diminuir o risco de uma má colheita e para produzir diferentes variedades para diferentes usos. Do mesmo modo, agricultores tradicionais no Apo Kayan de Bornéu podem plantar mais de 50 variedades de arroz. Estas variedades locais têm, freqüentemente, genes únicos para lidar com doenças, deficiências nutricionais, pestes, seca, e outras variações ambientais (Browning, 1991; Cleveland et al., 1994). Além do mais, essas variedades locais continuam a gerar novas combinações genéticas, algumas das quais podem ser eficazes para enfrentar ameaças ambientais que se apresentam no mundo. Entretanto, agricultores de todo o mundo estão abandonando suas formas tradicionais de agricultura com as “variedades selvagens” para plantar linhagens altamente rentáveis usando métodos de capital intensivo. Em países como a Indonésia, Sri Lanka e as Filipinas, mais de 80% dos agricultores têm adotado as variedades modernas (Brush, 1989).

Enquanto que um rendimento maior pode ser melhor a curto prazo para o agricultor individualmente, e para sua comunidade, a saúde a longo prazo da agricultura moderna depende da preservação da variabilidade genética representada pelas variedades locais. Uma sugestão nova é a de que uma entidade agrícola internacional subsidie as vilas para que estas sejam “guardiões de linhagens selvagens” em seu próprio local (Nabhan, 1985; Wilkes, 1991; Altieri e Anderson, 1992). Os habitantes dessas áreas seriam pagos para plantar suas culturas tradicionais, de maneira tradicional, fornecendo uma fonte essencial de genes para os programas de melhoramento de cultivares modernos.

Programas que incorporam práticas de conservação locais já foram implementados em alguns locais. No México, particularmente, alguns programas de desenvolvimento estão tentando integrar a agricultura tradicional, a conservação e a pesquisa (Gliessman, 1991). Um exemplo é a Reserva da Biosfera Sierra de Manantlan, com 140.000 ha, no oeste do México, que foi estabelecida para preservar as únicas populações ainda existentes, de *Zea diploperennis*, um parente perene do milho (Benz et al., 1990). Esta planta que só vive em milpas abandonados (campos que são plantados usando-se os métodos tradicionais de agricultura itinerante), tem grande

valor potencial para os esforços de preservação dos genes que algum dia possam ser usados para proteger o milho anual, avaliada em US\$ 55 bilhões ao ano. A proteção a longo prazo de *Z. diploperennis* em seu ambiente natural depende da permanência dos agricultores na terra e da continuação de suas práticas de cultivo tradicionais.

Uma abordagem um pouco diferente, usada nas regiões do sudoeste da América faz uso da agricultura tradicional junto com a genética de conservação (Nabhan, 1985). Uma entidade privada, Native Seeds/SEARCH, coleta as sementes dos cultivares ancestrais para preservação a longo prazo. Esta organização incentiva os fazendeiros a praticarem o cultivo tradicional, fornecendo-lhes as sementes para essas culturas e comprando o que eles não conseguem vender. Alguns países também têm criado reservas especiais para conservar áreas que contêm linhagens selvagens de espécies cultivadas. As reservas protegem as espécies selvagens da família de culturas como a do trigo, da aveia e da cevada, em Israel (Browning, 1991), e 127 dessas reservas foram criadas na antiga União Soviética.

Reservas extrativistas. Em muitas áreas do mundo, as pessoas têm extraído produtos das comunidades biológicas. Há séculos, a venda e a troca desses produtos naturais garantem grande parte da manutenção dessas pessoas. O direito de continuar a extrair produtos naturais das áreas ao seu redor é a sua maior preocupação. O estabelecimento de uma unidade de conservação que exclua a coleta tradicional de produtos encontrará tanta resistência por parte da comunidade local quanto encontrariam aqueles forasteiros que quisessem tomar a posse de tal terra para a exploração dos recursos naturais e conversão para outros fins.

As reservas extrativistas foram implantadas pela primeira vez em 1985 no Acre. Nas reservas extrativistas os habitantes locais extraem os produtos naturais como borracha, resinas e cocos, assegurando o mínimo de dano ao ecossistema da floresta (Fearnside, 1989 e Holloway, 1993). Essas nove reservas, que atualmente compreendem cerca de 3 milhões de hectares, garantem a possibilidade das populações locais manterem seu modo de vida e previne contra a possível conversão de terras em fazendas para criação de gado e cultivo. A proteção do governo dada à população local também serve para proteger a diversidade biológica da área, pois

o ecossistema permanece basicamente intacto (Nepstad et al., 1992). As populações de grandes animais nas reservas extrativistas, entretanto, podem ainda declinar devido à caça para subsistência.

O verdadeiro desafio para a população local é desenvolver produtos naturais que possam ser extraídos e vendidos a bom preço no mercado. Se as populações locais não puderem sobreviver com a extração dos produtos naturais, elas poderão ser forçadas a derrubar suas florestas para extração da madeira e para fins de agricultura, movidas pela necessidade.

Iniciativas baseadas na comunidade. Em muitos casos, as populações locais já protegem as florestas, os rios, as águas costeiras, os animais selvagens e as plantas nas vizinhanças de suas casas. Essa proteção freqüentemente é imposta pelos cidadãos mais velhos e é baseada em crenças religiosas e tradicionais. Os governos e as organizações de conservação podem dar assistência às iniciativas locais de conservação ajudando na obtenção de títulos legais para as terras tradicionais, de acesso ao trabalho científico e de assistência financeira para o desenvolvimento da infra-estrutura necessária. A Estação Ecológica da Juréia-Itatins foi a primeira Unidade de Conservação Brasileira na qual o direito dos moradores, em particular das comunidades tradicionais, foi justaposto à legislação ambiental. Esta preocupação se incorporou à gestão da reserva, em função da pressão da AMJ - Associação de Moradores da Juréia, que exerceu uma forte pressão política quando se viram ameaçados de serem desapropriados e de ter sua agricultura tradicional de subsistência inviabilizada. Deste modo, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo terminou por permitir, em áreas restritas, a limpeza de capoeiras, a pesca de subsistência e a extração de madeira para canoas e reforma de casas. Estas atividades são permitidas somente aos moradores tradicionais, que constam de um cadastro geral de ocupantes da Estação Ecológica da Juréia-Itatins.

Um outro caso onde a gestão do Parque incorporou a preocupação com os moradores tradicionais, é o Santuário da Comunidade de Baboon, no leste de Belize, criado por um acordo coletivo feito por um grupo de habitantes locais para manter o habitat florestal necessário para a população de guariba-gritadores (*Alouatta palliata*) (Horwich et al., 1993). Os ecoturistas que visitam o santuário precisam pagar uma taxa para as organizações locais e uma outra taxa adicional se quiserem se hospedar na casa de uma família. Os biólogos de conservação que trabalham no local têm fornecido treinamento para guias, informações científicas sobre a vida selvagem, fundos para o museu de história natural, e treinamento em administração para os líderes.

Grande parte da floresta tropical nas ilhas Samoa do Pacífico, está sob controle da população indígena (Cox e Elmqvist, 1991). Os habitantes locais estão cada vez mais sendo pressionados a vender a madeira de suas florestas para pagar escolas e outros serviços. Apesar dessa situação, os habitantes têm um forte desejo de preservar suas florestas por causa de seu significado religioso e cultural, bem como pelo seu valor como fonte de plantas medicinais e outros produtos. Várias saídas estão sendo apresentadas para a resolução

destes problemas conflitantes. Na Samoa Americana, o governo dos Estados Unidos concordou em arrendar a floresta e as terras costeiras dessa área para estabelecer uma nova unidade de conservação. Desta forma, os habitantes mantêm a propriedade da terra e os direitos de explorar a caça tradicional e extração dos produtos. Os mais velhos também são convidados a participar do conselho consultivo do Parque. Na Samoa Ocidental, as organizações de conservação internacionais e vários doadores concordaram em construir escolas, clínicas médicas e outras obras públicas necessárias para as comunidades, em troca da suspensão do corte comercial de árvores. Assim, cada dólar doado servia a dois propósitos, tanto proteger a floresta, como oferecer ajuda humanitária às comunidades. O elemento chave para o sucesso desses projetos foi o trabalho conjunto com instituições locais de modo estável e flexível. As iniciativas de conservação envolvendo imigrantes recém-chegados ou habitantes inescrupulosos são geralmente mais difíceis.

Abordagens Internacionais para Conservação e Desenvolvimento Sustentável

O Encontro da Terra

A proteção do ambiente é uma tarefa tanto local quanto global. Apesar da destruição continuada dos recursos essenciais e dos ecossistemas, têm ocorrido grandes avanços têm ocorrido na adoção de uma abordagem global para um manejo ambiental seguro. Uma das marcas mais recentes deste progresso foi o Encontro da Terra, realizado por um período de 12 dias, em junho de 1992, no Rio de Janeiro. Conhecida oficialmente como a Conferência sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas (UNCED), o evento reuniu representantes de 178 países, com mais de 100 chefes de Estado, além de líderes das Nações Unidas e as maiores Organizações Não-Governamentais de conservação. O objetivo da conferência foi o de discutir formas de combinar maior proteção do meio ambiente com um desenvolvimento econômico mais efetivo em países menos ricos (Nações Unidas, 1993 a,b). A conferência obteve sucesso em intensificar a consciência sobre a seriedade da crise ambiental e colocar o assunto no centro da atenção mundial (Haas et al., 1992). Um aspecto digno de nota da conferência foi enfatizar o vínculo que existe entre a proteção do meio ambiente e a necessidade de aliviar a pobreza do Terceiro Mundo, através do aumento do volume de ajuda financeira por parte dos países mais ricos.

Os participantes da conferência discutiram e assinaram os cinco principais documentos descritos abaixo e iniciaram muitos novos projetos. Além dessas realizações específicas, a principal concretização do Encontro da Terra foi a disposição dos participantes em continuar trabalhando juntos visando objetivos de longo prazo.

- *A Declaração do Rio.* A Declaração apresenta os princípios gerais para orientar as ações de países ricos e pobres com relação a questões de meio ambiente e desenvolvimento. O direito das nações de utilizar seus próprios recursos para o desenvolvimento econômico e social é reconhecido, desde que outras áreas não sejam prejudicadas. A Declaração afirma o princípio do "poluidor pagador", no qual os governos e instituições são responsáveis pelos danos ambientais que venham a causar.

• *Convenção sobre Mudança Climática.* Este acordo exige que os países industrializados reduzam a emissão de dióxido de carbono e outros gases do efeito estufa e que apresentem relatórios regulares sobre seus procedimentos. Embora os limites específicos de emissão não tenham sido decididos no Encontro da Terra, a convenção estabelece que os gases de efeito estufa devem ser estabilizados em níveis que não interfiram no clima da Terra. Os Estados Unidos têm mostrado grande resistência para obedecer às normas de redução dos gases propostos em Kyoto (1997) que prevêem que em 2012, as emissões de dióxido de Carbono seriam 5,2% menores do que em 1990.

• *Convenção sobre Biodiversidade.* A Convenção sobre Biodiversidade tem três objetivos; a proteção da diversidade biológica; seu uso sustentável; uma divisão equitativa dos benefícios provenientes de novos produtos manufaturados a partir de espécies silvestres e cultivadas. Enquanto os dois primeiros objetivos são diretos, o último reconhece que os países em desenvolvimento deveriam receber uma compensação justa pelo uso das espécies retiradas de dentro de seu território. Os Estados Unidos não ratificaram esta convenção, uma vez que vêem neste ponto restrições potenciais a sua enorme indústria biotecnológica.

• *Declaração sobre os Princípios de Florestas.* Ficou provado que um acordo sobre o manejo de florestas é difícil de ser negociado devido às grandes diferenças de opinião entre os países tropicais e os países temperados. O tratado final é descomprometido e sugere um manejo sustentável de florestas sem fazer quaisquer recomendações específicas.

• *Agenda 21.* Este documento de 800 páginas é uma tentativa inovadora de descrever de forma abrangente as políticas necessárias para um desenvolvimento de meio ambiente seguro (Nações Unidas, 1993a). A Agenda 21 mostra os vínculos entre o meio ambiente e outros assuntos que muitas vezes são considerados separadamente, tais como o bem-estar da infância, pobreza, questões da mulher, transferência de tecnologia e divisão desigual de riqueza. Os planos de ação pretendem resolver problemas da atmosfera, degradação e desertificação de terras, desenvolvimento de áreas montanhosas, desenvolvimento agrícola e rural, desmatamento, ambientes aquáticos e poluição. Também são descritos mecanismos legais, tecnológicos, institucionais e financeiros para implementar esses planos de ação.

O assunto mais polêmico foi decidir como financiar os programas do “Encontro da Terra”, especialmente a Agenda 21. O custo desses programas foi estimado em 600 bilhões de dólares ao ano, dos quais 125 bilhões deveriam vir de países desenvolvidos, como auxílio externo para o desenvolvimento (ODA). Uma vez que os atuais recursos da ODA totalizam 60 bilhões de dólares por ano para todas as atividades, isto significa que implementar a Agenda 21 exigiria triplicar o atual comprometimento financeiro de ajuda externa. Os principais países desenvolvidos, conhecidos como o Grupo dos Sete, não concordaram em aumentar esse financiamento. O Dr. Mahathir bin Mohamed, Primeiro-Ministro da Malásia, sintetizou eloquentemente a frustração dos países em desenvolvimento, em vista da falta de comprometimento financeiro por parte das nações ricas:

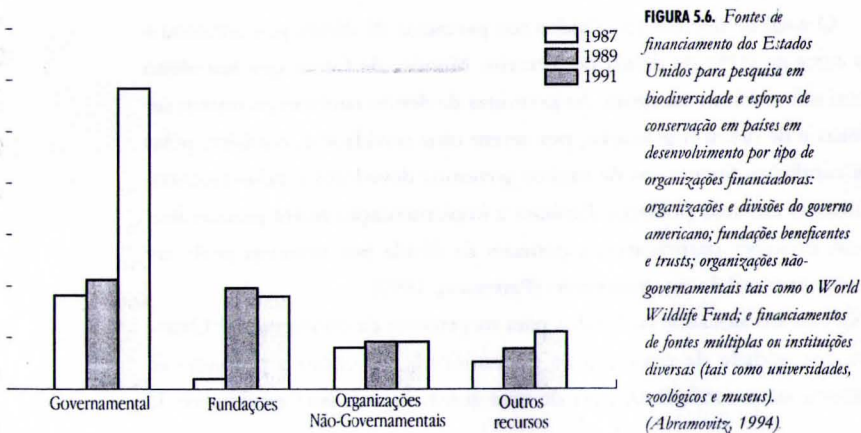
“Foi dito aos países pobres que preservassem suas florestas e outros recursos genéticos, em função da perspectiva de que no futuro alguma descoberta pudesse ser útil à humanidade. Mas agora lhes é dito que os ricos não concordarão em compensar os pobres por seus sacrifícios, argumentando que a diversidade dos genes armazenados e salvaguardados pelos pobres, não têm qualquer valor até que os ricos, pela sua inteligência superior, liberem seu potencial”.

No final, os países industrializados anunciaram que dariam 6 bilhões de dólares em novas contribuições. Apenas uma parte deste montante foi recebida até agora. O levantamento de fundos adicionais para a implementação da Agenda 21 será um processo contínuo. Da mesma forma, questões de como este dinheiro será alocado ainda não foram resolvidas

satisfatoriamente, restando grandes controvérsias entre os países desenvolvidos e os países em desenvolvimento, quanto ao controle do programa (Haas et al., 1992; WRI/UNEP/UNDP, 1994).

Financiamento internacional e desenvolvimento sustentável

Entidades dos países desenvolvidos estão percebendo cada vez mais que para preservar a diversidade biológica dos países biologicamente ricos e financeiramente pobres, eles não podem simplesmente dar conselhos; é necessário também se comprometer financeiramente. Instituições dentro dos Estados Unidos representam algumas das maiores fontes desta assistência financeira. A ajuda dada por essas organizações é substancial: em 1991, foi identificado um total de 1.410 projetos que receberam ajuda das instituições americanas, em 102 países em desenvolvimento, contabilizando um investimento total de 105 milhões de dólares (Abramovitz, 1991, 1994). As principais fontes de recursos foram as agências governamentais americanas (70 milhões de dólares), como as Agências de Desenvolvimento Internacional e a Fundação Nacional de Ciência, as fundações beneficentes (20 milhões de dólares), como a Fundação Mellon, a Fundação MacArthur, a Fundação W. Alton Johns, Pew Charitable Trusts e as Organizações Não-Governamentais (10 milhões de dólares),



como a World Wildlife Fund, Conservation International e a Nature Conservancy. Os investimentos feitos pelas grandes fundações aumentaram sete vezes entre 1987 e 1991 e os financiamentos governamentais triplicaram durante esse período, numa demonstração de que a conservação dos trópicos foi uma meta das prioridades de financiamento (figura 5.6).

Os projetos financiados pelas instituições americanas concentraram-se mais intensamente na América Latina e no Caribe, os quais receberam 54% dos financiamentos (Abramovitz 1994). Os financiamentos foram muito menores em outras regiões do mundo, com apenas quatro países na África (Botswana, Quênia, Madagascar e Tanzânia) e cinco na Ásia (Butão, Índia, Indonésia, Filipinas e Tailândia) recebendo mais de 1 milhão de dólares por ano. Isto ilustra uma dificuldade inerente à aplicação de verbas para conservação. O organismo que investe os recursos exige um projeto de qualidade. Tal projeto exige uma certa massa crítica para ser elaborado. Esta massa crítica normalmente inexistente nos locais mais distantes, onde falta transporte, saúde e educação e onde os recursos para conservação seriam mais necessários. Se por um lado, os investimentos para conservação em países em desenvolvimento estão aumentado substancialmente, de outro, os valores que estão sendo aplicados ainda são insuficientes para proteger o grande depósito de riquezas biológicas necessárias para a prosperidade da sociedade humana a longo prazo. Em comparação com os bilhões de dólares alocados para outros grandes projetos científicos nos Estados Unidos, tais como Human Genome Project e o programa espacial, os 105 milhões de dólares anuais aplicados em diversidade biológica são realmente uma quantia ínfima.

Uma nova e grande fonte de investimento para atividades de conservação e meio ambiente em países em desenvolvimento é a Global Environment Facility (GEF), criada em 1991 pelo Banco Mundial junto com o Programa de Desenvolvimento das Nações Unidas (NDP) e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP). A maioria dos financiamentos para o programa foi autorizada e os projetos, aprovados durante o Encontro da Terra, em junho de 1992. O GEF foi criado como um programa piloto de 3 anos com um orçamento de 1,2 bilhões de dólares para ser utilizado em projetos subsidiados relacionados ao aquecimento global, biodiversidade, águas internacionais e diminuição da camada de ozônio. Duas avaliações recentes do GEF concluíram

que a primeira etapa dos projetos foi um sucesso parcial e identificaram como o maior problema, a falta de participação dos grupos comunitários e de líderes governamentais (Bowles e Prickett 1994; UNDP/UNEP/World Bank, 1994). Um outro problema foi que um financiamento de larga escala em períodos pequenos não era compatível com as necessidades a longo prazo por parte dos países pobres. Espera-se que a segunda etapa do financiamento, ora em curso, trate dessas questões.

Um mecanismo cada vez mais importante utilizado para dar apoio seguro e a longo prazo para as atividades de conservação em países em desenvolvimento, são os Fundos Nacionais de Meio Ambiente cuja sigla em inglês é NEF. Os NEFs são criados como Fundações nas quais um conselho de curadores - composto por representantes do governo anfitrião, organizações de conservação e agência doadoras - destina uma receita anual proveniente de uma doação para apoiar órgãos governamentais cujos fundos são insuficientes, assim como para apoiar organizações e atividades não-governamentais de conservação. Os NEFs foram criados em mais de 20 países com contribuições dadas pelo governo dos Estados Unidos e por grandes organizações, tais como o Banco Mundial e o *World Wildlife Fund* (IUCN/TNC/WWF, 1994; Mitikin e Osgood, 1994).

O Fundo Nacional do Meio Ambiente brasileiro foi criado em 1989. Seu objetivo principal é dar apoio financeiro a projetos que visem o uso racional e sustentável dos recursos naturais e à manutenção, melhoria ou recuperação da qualidade ambiental. No orçamento de 2001, estão programados R\$ 47 milhões em recursos para o FNMA (74% a mais que no orçamento de 2000 e mais de 400% superior ao do orçamento de 1999). Como em todas as outras instituições que fornecem recursos para projetos ambientais, o FNMA enfrenta problemas para investir seus recursos onde eles são mais necessários. Ao longo dos seus 12 anos de existência, o FNMA aprovou 421 projetos nos estados de São Paulo, Distrito Federal, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Paraná e Santa Catarina, e aprovou 39 projetos nos estados de Rio Grande do Norte, Roraima, Paraíba, Mato Grosso do Sul, Sergipe e Maranhão. A dificuldade reside no julgamento dos projetos pela sua qualidade. Naturalmente, os estados com maior massa crítica possuem uma maior capacidade de elaboração de projetos e por isso conseguem obter mais recursos. Um ponto

<http://www.mma.gov.br/>

positivo nos projetos aprovados pelo FNMA é a ênfase na ação ambiental, em detrimento da pesquisa destituída de aplicação.

Uma idéia inovadora, a permuta de dívida por natureza, está sendo usada como um veículo para financiamento de projetos para proteção da biodiversidade. Os países em desenvolvimento em conjunto devem cerca de 1,3 trilhões de dólares às instituições internacionais de financiamento, o que representa 44% da soma do PIB (Produto Interno Bruto) destes países como um todo (Hansen, 1989; Dogsé e von Droste, 1990). Em algumas destas trocas de dívida por natureza, os bancos comerciais credores negociam estas dívidas a um preço bem baixo no mercado internacional, devido à pequena expectativa de que sejam pagas. Uma organização de conservação internacional compra dos bancos, com desconto, o débito de um país em desenvolvimento. O débito pode então ser cancelado em troca da concordância do país em desenvolvimento de fazer pagamentos anuais em sua própria moeda, por atividades de conservação tais como aquisição de terras, manejo de Parques e educação ambiental.

Em outras "permutas", os governos dos países credores de países em desenvolvimento decidem cancelar uma porcentagem do débito, caso o país em desenvolvimento concorde em contribuir para um fundo nacional para meio ambiente ou outra atividade de conservação. Esses programas têm convertido dívidas avaliadas em 1 bilhão de dólares, em conservação e em atividades de desenvolvimento sustentável na Colômbia, Polônia, Madagascar e em muitos outros países.

O total de débitos envolvidos nas permutas de dívida por natureza é apenas cerca de 0,1% da dívida do Terceiro Mundo, de forma que seu efeito geral tem sido mínimo até agora. As permutas de débito também provaram ser complexas e de difícil negociação, por serem uma novidade e, também, pelas poucas condições financeiras de muitos governos devedores e pelas frequentes mudanças em suas políticas. Embora a implementação possa parecer limitada, em situações particulares, a permuta de dívida por natureza pode ser uma ferramenta útil de financiamento (Patterson, 1990).

Como são alocados os fundos para os projetos de conservação? Quando uma necessidade de conservação é identificada, tal como a proteção de uma espécie ou o estabelecimento de uma nova reserva, isto geralmente dá

início a um processo complexo, ou seja, projeto de planejamento, propostas escritas, levantamento de fundos, implementação, que envolve vários tipos de organizações de conservação. As fundações beneficentes internacionais (a Fundação MacArthur, por exemplo) e agências governamentais (o IBAMA, por exemplo) geralmente fornecem recursos para os projetos de conservação através de doações diretas às instituições que implementam os projetos (a Universidade Estadual de Londrina, o INPA, uma prefeitura etc.). Em outros casos, as fundações e as agências governamentais dão dinheiro para as principais organizações de conservação não-governamentais (por exemplo, o World Wildlife Fund e a Wildlife Conservation International), as quais em troca repassam essas doações para as organizações de conservação locais. As principais organizações internacionais de conservação são geralmente muito ativas, estabelecendo, fortalecendo e financiando as organizações não governamentais locais, assim como os programas governamentais de conservação dos países em desenvolvimento. Trabalhar com organizações locais em países em desenvolvimento é uma estratégia eficaz, pois dá-se treinamento e apoio para grupos de cidadãos dentro do país, e estes provavelmente trabalharão em prol da conservação durante anos a fio.

Bancos de Desenvolvimento Internacional e Danos ao Ecossistema

As taxas de desmatamento tropical, a destruição do habitat e a perda de ecossistemas aquáticos têm algumas vezes se acelerado devido a projetos mal concebidos, financiados pelas agências de desenvolvimento internacional das principais nações industrializadas, bem como pelos quatro maiores **Bancos de Desenvolvimento Multilaterais** (cuja sigla em inglês é MDB) controlados também por estas nações: O Banco Mundial, que dá empréstimos a todas as regiões do mundo, os MDBs regionais, o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), o Banco de Desenvolvimento Asiático e o Banco de Desenvolvimento Africano. Os MDBs emprestam mais de 25 bilhões por ano a 151 países, para financiar projetos de desenvolvimento econômico (Rich, 1990). Enquanto o objetivo dos MDBs e das agências de auxílio, em grande parte, é o desenvolvimento econômico, o resultado de muitos projetos

apoiados por eles é a exploração de recursos naturais para exportação para os mercados internacionais. Em muitos casos, esses projetos de desenvolvimento têm resultado em destruição de ecossistemas em larga escala.

Os MDBs são controlados pelos principais países desenvolvidos, como os Estados Unidos, Japão, Alemanha, Reino Unido e França, portanto as políticas dos MDBs sofrem pressão política direta dos habitantes destes países. Como certos projetos mal concebidos do Banco Mundial foram criticados publicamente, o Banco Mundial tem reagido colocando a conservação da diversidade biológica como parte de sua política assistencial e tem exigido que os novos projetos sejam mais responsáveis no que diz respeito ao meio ambiente (Goodland, 1992). Entretanto ainda precisa ser verificado se os MDBs realmente mudarão suas práticas ou apenas a sua retórica. Também é verdade que os MDBs não têm muita autoridade; uma vez que o dinheiro foi recebido, os países podem ignorar as cláusulas ambientais dos contratos a despeito dos protestos locais e internacionais.

Como os bancos de desenvolvimento multilateral podem funcionar de modo mais responsável? Primeiro eles podem suspender os empréstimos para projetos com impactos negativos no ambiente (WRI/IUCN/UNEP 1992). Isto exigiria que os bancos analisassem os projetos de desenvolvimento usando modelos econômicos de custo-benefício que incluam os efeitos ambientais e ecológicos dos projetos. Uma análise detalhada de um projeto poderia incluir todos os seus custos e benefícios, inclusive os efeitos de erosão do solo, a perda da diversidade biológica, o impacto que a poluição da água tem sobre a saúde, alimentação das populações locais, e a perda de lucros que está associada à destruição dos recursos renováveis (Daly e Cobb, 1989; Repetto, 1992). Devem ser encorajados os programas que incentivam a reforma agrária, a redução da pobreza rural, o estabelecimento de novas áreas protegidas e um desenvolvimento sustentável verdadeiro. Ainda, os bancos precisam encorajar uma discussão aberta e pública entre todos os grupos locais antes que os projetos sejam implementados. Em especial, os bancos deveriam permitir a verificação, as avaliações independentes e as discussões sobre os relatórios de impacto ambiental antes que um projeto seja aprovado para financiamento.

Empréstimo para desenvolvimento: alguns estudos de caso

O que se segue são alguns dos exemplos mais divulgados dos resultados de empréstimos para o desenvolvimento econômico nacional.

Projeto Grande Carajás. O programa Grande Carajás ocupa uma área de 900.000 Km² no leste da Amazônia, ao redor da jazida de ferro de Carajás. O Banco Mundial e a Comunidade Européia financiaram tanto a mina quanto a ferrovia ligando Carajás ao porto de Ponta da Madeira (próximo a São Luís). O beneficiamento do minério de ferro para ferro-gusa consome carvão, que é produzido a partir de árvores. Em se mantendo os níveis atuais de extração de minério de ferro, os 18 bilhões de minério de ferro de Carajás devem consumir madeira pelos próximos 400 anos. Apesar do governo autorizar o chamado “manejo sustentado” da floresta, isto representa na verdade uma cortina de fumaça para ocultar a destruição da floresta. Além do impacto ambiental da produção de carvão, existe o impacto social. O carvão é manufaturado geralmente por famílias, incluindo crianças. Normalmente, o carvão é repassado para um intermediário, de quem as famílias estão obrigadas a comprar mantimentos. Na prática, os carvoeiros nunca recebem dinheiro, só créditos para debitar de suas contas sempre crescentes (Fearnside, 1987).

Rondônia. O projeto da BR-364 (Cuiabá - Porto Velho) em Rondônia é um exemplo clássico de um programa de desenvolvimento que tomou um rumo errado (figura 5.7) (Fearnside, 1987, 1990; Anderson, 1990). O Banco Mundial e o Banco Interamericano de Desenvolvimento têm emprestado centenas de milhões de dólares desde 1981 para a construção de rodovias e assentamentos nessa região. Quando a auto-estrada para Porto Velho, a capital de Rondônia, foi aberta, agricultores do sul e nordeste, que haviam sido demitidos devido à crescente mecanização e a uma estrutura fundiária que favorece os mais abastados, migraram para Rondônia à procura de terra gratuita. Muitas das terras de Rondônia não são adequadas para agricultura, mas foram desmatadas para atender à demanda; esta prática foi, freqüentemente, facilitada através de subsídios do governo. Como consequência, Rondônia deteve um dos maiores índices de desmatamento durante a década de 1980. No pico do desmatamento, em 1987, 20 milhões de hectares - 2,5% da área total de terra do Brasil - foram queimados, constituindo-se um dos maiores episódios de devastação massiva do meio ambiente em todo o mundo. Projetos agrícolas, industriais e de trans-

porte foram implementados nessa área sem que houvesse estudos de impacto ambiental ou sobre o uso da terra para determinar sua exequibilidade. Na sua pressa em desenvolver a região, o governo também construiu estradas entre as reservas indígenas e biológicas que deveriam ser totalmente protegidas, até mesmo abrindo efetivamente essas mesmas terras para o desmatamento. O resultado foi uma devastação ambiental com poucos e efêmeros benefícios financeiros. Com controles mais rígidos de desmatamento e o fim dos subsídios, o índice de desmatamento em Rondônia está agora sendo reduzido (Skole et al., 1994).

Indonésia. A partir dos anos 70 até o final dos anos 80, o Banco Mundial emprestou 560 milhões de dólares ao governo da Indonésia para reassentar milhões de pessoas

oriundas das ilhas centrais, densamente habitadas, de Java, Bali e Lombok para as ilhas externas, pouco habitadas e com grandes áreas de mata, em Bornéu (Kalimantan), Nova Guiné e Sulawesi (Rich 1990). Esses colonizadores deveriam cultivar a terra, tanto para comer como para se sustentar através de, por exemplo, a extração da borracha, óleo e cacau, produtos que poderiam ser exportados para pagar empréstimo feito pelo Banco Mundial.

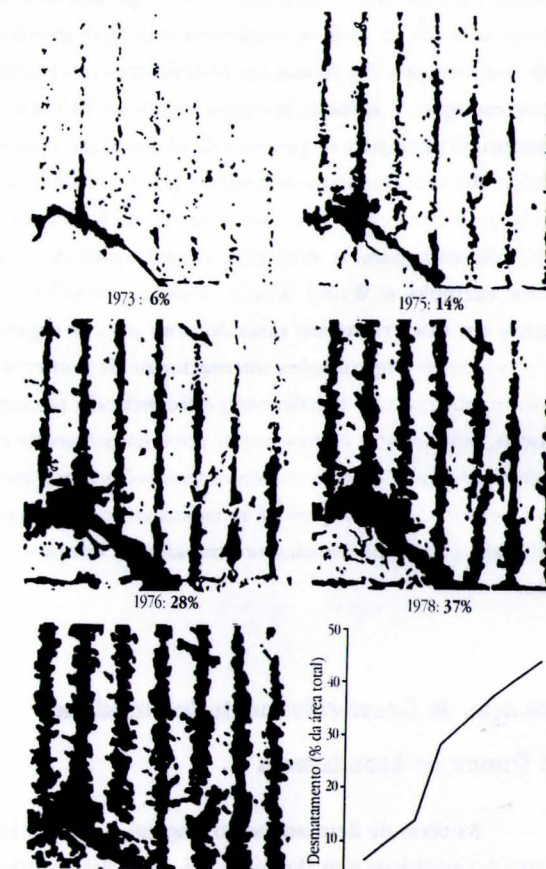


FIGURA 5.7. Série temporal mostrando, em preto, o desmatamento em Cacoal, Rondônia, às margens da Rodovia Cuiabá-Porto Velho, BR 364. Fonte: Fearnside, 1986)

Este programa de transmigração foi um fracasso econômico e ambiental uma vez que o solo pobre da mata tropical nas ilhas externas não é adequado para uma agricultura intensiva como a praticada pelos colonizadores (Whitten, 1987). Como consequência, muitos dos colonizadores empobreceram e foram forçados a desmatar as florestas para praticar uma agricultura itinerante. O cultivo de produtos para exportação destinados ao pagamento do Banco Mundial não se concretizou. Além disso, pelo menos 2 milhões e, possivelmente, até 6 milhões de hectares de floresta tropical, como também ecossistemas aquáticos adjacentes, foram destruídos pelos colonizadores. Embora essa quantidade de terra seja enorme, ela representa, ainda, apenas uma pequena fração da área de mata das ilhas externas.

Projetos de represas. A maior categoria de projetos financiados pelas agências de desenvolvimento e bancos é a de represas e sistemas de irrigação que fornecem água para atividades agrícolas e que geram energia hidroelétrica (Goodland, 1990). Esses projetos frequentemente danificam grandes ecossistemas aquáticos porque implicam em mudança da profundidade da água e de padrões existentes, ao aumentar a sedimentação e criar barreiras de dispersão (figura 5.8). Como resultado dessas mudanças, muitas espécies não são mais capazes de sobreviver no ambiente alterado.

Ironicamente, a experiência mostra que o sucesso, a longo prazo, de alguns dos grandes projetos internacionais de represas que ameaçam os ecossistemas aquáticos, podem depender da preservação do ecossistema da mata que cerca a área do projeto. A perda da cobertura vegetal nas encostas a montante das represas, muitas vezes resulta em erosão e assoreamento do solo, com conseqüentes perdas de eficiência, custos de manutenção mais elevados e danos para os sistemas de irrigação e represas. A proteção de florestas e outras vegetações naturais nos mananciais de água é hoje vista como uma forma importante e relativamente econômica de garantir a eficiência e a longevidade dos projetos hidrográficos, ao mesmo tempo em que preserva grandes áreas de habitat natural, como no caso da Represa Pedro Beicht, na Grande São Paulo (veja box no capítulo 2). Em um estudo sobre projetos de irrigação na Indonésia, descobriu-se que o custo para proteger os mananciais hidrográficos variou de apenas 1% a 10% do custo total do projeto, em contraste com a estimativa de 30%-40% de queda de eficiência causada por assoreamento se as matas não fossem protegidas (MacKinnon, 1983). Um dos mais bem-sucedidos exemplos de investimento eficaz no meio ambiente foi o empréstimo de 1.2 milhões de dólares feito pelo Banco Mundial para ajuda ao desenvolvimento e proteção do Parque Nacional de Dumoga-Bone no norte de

Sulawesi, Indonésia (McNeely 1987). Uma mata de 278,700 hectares de floresta tropical virgem que compreendia a área de captação nas encostas localizadas acima da área do projeto de irrigação, estimado em 60 milhões de dólares também financiado pelo Banco Mundial, foi convertida em parque nacional. Neste caso em particular, o Banco Mundial conseguiu proteger seu investimento original através de um financiamento para o meio ambiente representando menos de 2% do valor total do projeto, e criar um novo e importante Parque Nacional durante o processo.

Uma Agenda para o Futuro

A sociedade em todos seus segmentos, precisa entender que é de seu próprio interesse trabalhar pela conservação e desacelerar a perda de espécies e de comunidades biológicas. Se os conservacionistas conseguirem provar que a proteção da diversidade biológica tem mais valor que a sua destruição, então a população e os seus governantes provavelmente agirão de forma mais benéfica.

Há um consenso entre os biólogos de conservação de que a preservação da diversidade biológica envolve problemas da natureza diversa, e que são necessárias certas mudanças nas políticas e nas práticas. Estes problemas, e a solução sugerida para eles, são listados abaixo.



FIGURA 5.8. Parte do Reservatório de Balbina, mostrando algumas das 1.500 ilhas e as muitas baías de água parada, onde haverá problemas de qualidade de água e macrófitas abundantes. (Fonte: Fearnside, 1990)

Problema: A proteção da diversidade biológica é difícil, uma vez que a maioria das espécies do mundo não estão ainda descritas pelos cientistas e até mesmo comunidades biológicas inteiras ainda não foram descobertas.

Solução: Muitos cientistas e não cientistas interessados precisam ser treinados para identificar, classificar e monitorar as espécies, e os financiamentos precisam ser aumentados nessa área, especialmente na exploração biológica de regiões remotas do mundo e de habitats incomuns.

Problema: Muitos problemas relativos à conservação têm um escopo global, envolvendo muitos países, o que torna difícil sua solução.

Solução: Os países estão cada vez mais dispostos a discutir as questões internacionais sobre conservação, como ficou demonstrado no Encontro da Terra, em 1992, assim como em assinar e implementar tratados tais como a recente Convenção sobre Biodiversidade e o CITES. Os esforços internacionais de conservação estão se ampliando e outras participações nessas atividades dos biólogos de conservação e do público em geral devem ser encorajadas. Os cidadãos e os governos de países desenvolvidos devem conscientizar-se que têm uma responsabilidade direta na destruição da diversidade biológica decorrente de seu consumo exagerado dos recursos do mundo. A disseminação de mudanças no estilo de vida, o uso reduzido dos recursos e os mercados alternativos de produtos naturais, juntos, podem ter um efeito positivo no ambiente.

Problema: Os países desenvolvidos freqüentemente dão mais ênfase à preservação da diversidade biológica do que os países mais pobres no Terceiro Mundo, embora estes detenham a maior parte das espécies.

Solução: Os países desenvolvidos e as organizações internacionais de conservação devem prover apoio financeiro seguro e de longo prazo aos países em desenvolvimento, para que estabeleçam e mantenham unidades de conservação. É também necessário que os países mais desenvolvidos diminuam sua dependência de matérias-primas dos países menos desenvolvidos. Esta exportação de recursos causa, por si só, degradação de habitats em vastas áreas tropicais, e muitas vezes retorna pouquíssimo benefício econômico.

Problema: As análises econômicas geralmente apresentam um quadro falsamente encorajador dos projetos de desenvolvimento, que são danosos ao ambiente.

Solução: Novos tipos de análise de custo-benefício e de valoração ambiental devem ser amplamente discutidos, desenvolvidos e utilizados. Eles devem incluir tanto custos ambientais quanto humanos, tais como erosão do solo, poluição da água, perda de produtos naturais, perda do conhecimento tradicional com potencial de valor econômico, perda de turismo potencial, perda de espécies com possível valor no futuro e a perda de habitats. As análises de impacto ambiental também devem incluir estudos comparativos de projetos similares concluídos em outras localidades e as probabilidades e os impactos negativos vinculados ao empreendimento.

Problema: Nas análises econômicas, os serviços proporcionados pelos ecossistemas não têm o reconhecimento que merecem.

Solução: As atividades econômicas deveriam estar ligadas à manutenção dos serviços de ecossistemas através de penalidades, multas e aquisição de terras. Deve ser adotado o princípio do poluidor pagador, onde as indústrias e os governos pagam para limpar o dano ambiental que suas atividades possam causar. Um passo nessa direção é a iniciativa recente das companhias termoeletricas americanas que plantam árvores nos trópicos para que absorvam o excesso de dióxido de carbono que suas usinas produzem. Também as companhias de telefonia celular começam agora a receber as baterias usadas, e a dar um destino final para elas.

Problema: Muito da destruição da diversidade biológica do mundo é causada por populações que são extremamente pobres e estão simplesmente tentando sobreviver.

Solução: Os biólogos de conservação e as organizações beneficentes e humanitárias precisam dar assistência às populações locais, organizando e desenvolvendo atividades economicamente sustentáveis que não danifiquem a diversidade biológica. Programas estrangeiros de assistência precisam ser cuidadosamente planejados de forma que

possam ajudar a reduzir a pobreza rural, muito mais do que beneficiar as elites urbanas. Os programas que incentivam famílias menores e reduzem o crescimento das populações humanas devem estar estreitamente ligados aos esforços que visem a melhoria das oportunidades econômicas e interrompam a degradação ambiental (Dasgupta, 1995).

Problema: As decisões sobre a conversão de terras e o estabelecimento de áreas protegidas são geralmente tomadas pelos governos centrais, com uma pequena participação das populações da região afetada. Conseqüentemente, as populações locais algumas vezes se sentem alijadas dos projetos de conservação e não lhes dão apoio.

Solução: As populações locais têm que acreditar que se beneficiarão dos projetos de conservação e que seu envolvimento é importante. Para conseguir este objetivo, as declarações sobre impacto ambiental e outras informações sobre o projeto devem estar disponíveis ao público de forma a encorajar uma discussão aberta em todas as fases do projeto. Os mecanismos de tomada de decisões devem ser estabelecidos de modo a assegurar que os direitos e responsabilidades no manejo dos projetos de conservação sejam compartilhados entre os órgãos governamentais e as comunidades locais (Western et al., 1994).

Problema: As receitas, os negócios, e a pesquisa científica associados às Unidades de Conservação geralmente não beneficiam diretamente as comunidades circunvizinhas.

Solução: Sempre que possível, as populações locais devem ser treinadas e empregadas nas unidades como forma de utilizar o conhecimento local e proporcionar também uma receita local. Ainda, uma parte da receita destas unidades deve ser usada para financiar os projetos comunitários, tais como escolas e clínicas. Os biólogos de conservação que trabalham nos parques devem periodicamente explicar o objetivo e os resultados de seu trabalho para as comunidades próximas e estudantes, e ouvir o que eles têm a dizer.

Problema: As unidades de conservação têm orçamentos inadequados para pagamento de suas atividades. As receitas recolhidas geralmente retornam aos cofres dos governos.

Solução: Os fundos para manejo de unidades podem freqüentemente ser levantados

junto a turistas estrangeiros e cientistas, cobrando-lhes “taxas internacionais” para entrada, acomodação e refeições. É importante que fique assegurado que essas receitas e lucros permaneçam na unidade e nas suas redondezas. Também, os zoológicos e organizações de conservação do mundo desenvolvido devem fazer contribuições financeiras para os esforços de conservação dos países menos desenvolvidos, fortalecendo os programas mais importantes.

Problema: As florestas são desmatadas e pastagens são implantadas para obter títulos de terra, mesmo quando esta terra não é adequada para a agricultura. As madeireiras que “arrendam” florestas e os fazendeiros que arrendam pastos, geralmente danificam a terra e reduzem sua capacidade produtiva na busca de lucros a curto prazo.

Solução: As leis devem ser mudadas de modo que as pessoas e empresas possam obter títulos e arrendamentos de terra sem cortar árvores e manter as pastagens de modo mais sustentável.

Problema: O governo com sua burocracia e falta de recursos acaba sendo ineficaz na proteção das comunidades biológicas.

Solução: Organizações de conservação não-governamentais, comunidades e grupos comunitários são geralmente os agentes mais eficazes para lidar com as questões de conservação e deveriam ser encorajados



"O senhor quer colocar esta previsão de acidente ambiental no fundo da sua ou da minha gaveta?"

FIGURA 5.9. Empresários e governos freqüentemente não querem tomar conhecimento nem lidar com os problemas ambientais. O engajamento dos cidadãos é necessário para convencer os empresários e os governos que a conscientização sobre a diversidade biológica tem algumas vezes sentido econômico e ecológico. (Desenho de Dana Fradon; © The New York Magazine, Inc.)

e apoiados politicamente, cientificamente e financeiramente. Reunir todos os financiadores em discussões, reuniões e sessões de planejamento é crucial para que a população local, em particular, sinta que seu envolvimento é importante.

Problema: Muitos setores empresariais, bancos e governos não estão interessados e não se sensibilizam diante dos assuntos relativos à conservação (figura 5.9).

Solução: Os esforços de “lobbying” podem ser eficazes na mudança das políticas das instituições que desejam evitar má publicidade. Abaixo-assinados, campanhas através de cartas, “releases” de imprensa, boicotes econômicos e manifestações de rua (figura 5.10), por vezes agressivas, todos têm seu lugar quando os pedidos por mudanças são ignorados. Em muitas situações, grupos radicais de proteção ao meio ambiente, tais como o “Greenpeace” e o “Earth-First!”, mobilizam a atenção da mídia com ações drásticas e de apelo publicitário enquanto que as organizações de conservação mais importantes, como a “The Nature Conservancy” e a “World Wildlife Fund”, seguem na retaguarda para negociar um acordo.



O papel dos biólogos de conservação em cumprir a agenda

A biologia de conservação difere de muitas outras disciplinas científicas porque desempenha um papel ativo na preservação da diversidade biológica de todas as formas: espécies, variabilidade genética, comunidades biológicas e funções de ecossistema. Membros das diversas disciplinas que contribuem para a biologia de conservação compartilham do objetivo comum de proteger a diversidade biológica (Norton, 1991). As idéias e teorias sobre biologia de conservação estão sendo incorporadas cada vez mais nos debates políticos e a preservação da diversidade biológica vem sendo considerada uma prioridade para novos programas de governo.

É preciso que haja uma perspectiva ampla e consciente para se criar e dar continuidade a programas de conservação mais eficazes. Em muitos casos, espécies são levadas à extinção por causa de uma combinação de fatores agindo simultaneamente ou sequencialmente. Responsabilizar uma população pobre, da zona rural ou uma determinada indústria, pela destruição da diversidade biológica é uma estratégia simplista e comumente ineficaz. O desafio é compreender as ligações nacionais e internacionais que promovem a destruição e encontrar alternativas viáveis. Estas alternativas devem envolver a estabilização do crescimento populacional humano, encontrar um meio de vida para as populações da zona rural em países em desenvolvimento que não prejudique o ambiente, estabelecer incentivos e penalidades que convençam as indústrias a valorizar o meio ambiente e restringir o comércio internacional de produtos que são obtidos em prejuízo do ambiente. Igualmente importante é a disposição por parte da população em países em desenvolvimento de reduzir seu consumo de recursos naturais e pagar preços justos por produtos que são fabricados de uma maneira sustentável, não destrutiva.

Se desejamos que a diversidade biológica seja preservada, os biólogos de conservação têm de desempenhar muitos papéis. Em primeiro lugar, devem ser mais eficazes como educadores, tanto na esfera pública como dentro da sala de aula. Eles também precisam educar o maior número de pessoas possível para os problemas que se originam da perda da diversidade biológica.

Em segundo lugar, os biólogos de conservação precisam ser politicamente ativos. O envolvimento no processo político permite-lhes influenciar

VO CÓDIGO
DRESTAT

11. O Código Florestal é um divisor de águas na legislação ambiental brasileira. A atuação dos biólogos de conservação é vital, neste momento em que a Câmara Federal estuda deixar o Código Florestal menos rígido.

na homologação de novas leis de apoio à preservação da diversidade biológica ou, alternativamente, argumentar contra a legislação que poderia ser prejudicial às espécies ou aos ecossistemas (Caldwell, 1985). As atuais dificuldades com a alteração do código florestal ilustram muito bem a necessidade de uma militância política maior. As mudanças propostas pelo Deputado Federal Moacyr Micheletto (PMDB-PR) envolvem o aumento do percentual de desmatamento permitido na Amazônia, além do desconto das áreas de preservação permanente dos 20% obrigatórios de reserva legal. Este retrocesso tem sido evitado, pelo menos até o momento, por uma pressão forte por parte da população organizada (figura 5.11).

Em terceiro lugar, os biólogos de conservação precisam se tornar organizadores dentro da comunidade científica. Estimulando o interesse na biologia de conservação entre seus colegas, os biólogos de conservação podem aumentar as filas de defensores profissionais e qualificados que lutam contra a destruição dos recursos naturais.

Em quarto lugar, os biólogos de conservação têm de se tornar motivadores, convencendo uma série de pessoas a apoiar os esforços de conservação. Em nível local, os programas de conservação devem ser criados e apresentados de tal forma que incentivem a população local a apoiá-los. A discussão pública, esforços educacionais e publicidade devem ser uma parte significativa de tais programas. Uma atenção cuidadosa deve ser dedicada, em particular, para convencer líderes empresariais e políticos em apoiar os esforços de conservação. Muitas dessas pessoas poderão apoiar os esforços de conservação se estes são apresentados de maneira correta; algumas vezes, percebe-se que a conservação tem bom valor publicitário, ou que apoiá-la é melhor que confrontá-la.

Finalmente, e mais importante, os biólogos de conservação precisam se tornar

gerentes eficazes de projetos de conservação. Eles precisam ter vontade de pôr os pés no chão para realmente sentir o que está acontecendo; precisam se sujar, falar e trabalhar com populações locais, bater à porta e correr riscos. Os biólogos de conservação precisam aprender tudo que possam sobre as espécies e as comunidades que eles estejam tentando proteger e então tornar esse conhecimento disponível para outras pessoas. Se os biólogos de conservação quiserem pôr as suas idéias em prática e trabalhar com administradores de unidades de conservação, legisladores, políticos e proprietários de terras, o progresso certamente acontecerá. Em muitos casos, reunir todos os financiadores para discutir e planejar é um dos passos mais importantes para se alcançar um consenso. Conseguir a mescla certa de modelos, novas teorias, abordagens inovadoras e exemplos práticos, será a chave do sucesso da disciplina. Uma vez que o equilíbrio seja alcançado, os biólogos de conservação, trabalhando com um grande senso de cidadania, poderão proteger a diversidade biológica mundial nesta época de mudanças sem precedentes.

Resumo

1. O desenvolvimento sustentável tornou-se um conceito importante para guiar as atividades humanas, mas não é fácil encontrar-se o equilíbrio exato entre a proteção da diversidade biológica e o uso dos recursos naturais.
2. Os governos locais e nacionais protegem a diversidade biológica através de edição de leis que regulamentam as atividades de pesca, caça, uso da terra e poluição industrial, e através do estabelecimento de áreas protegidas.
3. Muitas comunidades tradicionais têm uma forte ética de conservação e práticas de manejo que são compatíveis com a proteção da diversidade biológica, e essas comunidades precisam ter seus esforços apoiados.
4. Cinco principais documentos ambientais foram assinados em 1992 durante o Encontro da Terra, onde participaram mais de 100 chefes de estado. Implementar e financiar esses novos tratados pode ser vital para os esforços internacionais de conservação.
5. Os grupos de conservação e os governos de países desenvolvidos es-

tão aumentando os financiamentos para proteger a diversidade biológica nos países tropicais. Se por um lado os financiamentos são bem-vindos, por outro, o volume de dinheiro ainda é inadequado para tratar a perda da diversidade biológica que está em jogo. Além de escassos, muitas vezes os recursos são aplicados nas regiões que têm mais massa crítica, em detrimento daquelas que necessitam mais. Mecanismos inovadores, tais como os financiamentos nacionais para o ambiente e as permutas de "dívida por natureza", estão sendo desenvolvidos para financiar as atividades de conservação.

6. Os órgãos de ajuda internacional e os bancos de desenvolvimento, incluindo o Banco Mundial, freqüentemente têm financiado maciçamente projetos que causam danos ao ambiente de forma disseminada. Esses órgãos de financiamento estão agora tentando se comprometer mais com o ambiente quando da aplicação de suas políticas de financiamento.
7. Os biólogos de conservação precisam demonstrar a validade de suas teorias e das abordagens da nova disciplina, e precisam trabalhar ativamente com todos os segmentos da sociedade a fim de proteger a diversidade biológica e recuperar os elementos menos conservados do ambiente.

As Suggeridas

A melhor referência sobre as atividades de conservação é o Diretório de Conservação, atualizado a cada ano pela National Wildlife Federation (Federação Nacional de Animais selvagens), 1.400 Sixteenth Street N.W., Washington, D.C. 20.036. Este diretório relaciona milhares de localidades, organizações internacionais de conservação, publicações sobre conservação e líderes da área de conservação. Outras publicações de interesse são *The New Complete Guide to Environmental Careers* (1993) (*O Novo Guia Completo de Carreiras Ambientais*), publicado pela Island Press, 1.718 Connecticut Avenue N.W., Washington D.C. 20.009 e *Environmental Profiles: A Global Guide to Projects and People* (1993) (*Perfis Ambientais: Um Guia Global para Projetos e Pessoas*), publicado pela Garland Publishing, 717 Fifth Avenue, New York, N.Y. 10022.

Bibliografia

- Abramovitz, J. N. 1991. Investing in Biological Diversity: U.S. Research and Conservation Efforts in Developing Countries. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Abramovitz, J. N. 1994. Trends in Biodiversity Investments: U.S.-Based Funding for Research and Conservation in Developing Countries, 1987-1991. World Resources Institute, Washington, D.C.
- ACIESP 1987. Glossário de Ecologia Academia de Ciências de São Paulo
- Aguirre, A. A. e E. E. Starkey. 1994. Wildlife disease in U.S. National Parks: Historical and coevolutionary perspectives. *Conservation Biology* 8: 654-661.
- Alcock, J. 1993. *Animal Behavior: An Evolutionary Approach*, 5th ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Alcorn, J. B. 1984. Development policy, forests and peasant farms: Reflections on Huastec-managed forests' contributions to commercial production and resource conservation. *Economic Botany* 38: 389-406.
- Alcorn, J. B. 1991. Ethics, economics and conservation. In M. L. Oldfield e J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 317-349. Westview Press, Boulder, CO.
- Alcorn, J. B. 1993. Indigenous peoples and conservation. *Conservation Biology* 7: 424-426.
- Alho, C.J.R., T.E. Lacher, H.C. Gonçalves. 1988. Environmental degradation in the Pantanal Ecosystem - in Brazil, the worlds largest wetland is being threatened by human activities *Bioscience* 38: (3) 164-171.
- Allan, T. A. Warren (eds.). 1993. *Deserts, the Encroaching Wilderness: A World Conservation Atlas*. Oxford University Press, London.
- Allen, W. H. 1988. Biocultural restoration of a tropical forest: Architects of Costa Rica's emerging Guanacaste National Park plan to make it an integral part of local culture. *BioScience* 38: 156-161.
- Allendorf, F. W. e R. F. Leary. 1986. Heterozygosity and fitness in natural populations of animals. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 57-76. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Almeida, D.S. 2000. *Recuperação Ambiental da Mata Atlântica*. Editora da Universidade Estadual de Santa Cruz
- Altieri, M. A. e M. K. Anderson. 1992. Peasant farming systems, agricultural modernization and the conservation of crop genetic resources in Latin America. In P. L. Fiedler e S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 49-64. Chapman and Hall, New York.
- Anderson, A. B. (ed.). 1990. *Alternatives to Deforestation*. Columbia University Press, New York.
- Angel, M. V. 1993. Biodiversity of the pelagic ocean. *Conservation Biology* 7: 760-772.
- Araújo et al. 1998. Organochlorine pesticide contamination in the Ipojuca basin, Brazil *Environmental Technology* 19: (1) 109-113.
- Armbruster, P. e R. Lande. 1993. A population viability analysis for African elephant (*Loxodonta africana*): How big should reserves be? *Conservation Biology* 7: 602-610.
- Balmford, A. e A. Long. 1994. Avian endemism and forest loss. *Nature* 372: 623-624.
- Barbier, E. B., J. C. Burgess e C. Folke. 1994. *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*. Earthscan Publications, London.
- Barbosa, L.M. 1997. Ecological significance of gallery forests, including biodiversity. In *International Symposium on Assessment and Monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests*. Proceedings. Brasília. pp. 157-181.
- Barrett, S. C. H. e J. R. Kohn. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: Implications for conservation. In D. A. Falkland K. E. Holsinger (eds.), *Genetics and Conservation of Rare Plants*, pp. 3-30. Oxford University Press, New York.
- Bartley, D., M. Bagley, G. Gall e B. Bentley. 1992. Use of linkage disequilibrium data to estimate effective size of hatchery and natural fish populations. *Conservation Biology* 6: 365-375.
- Baskin, Y. 1994a. Ecologists dare to ask: How much does diversity matter? *Science* 264: 202-203.

- Baskin, Y. 1994b. There's a new wildlife policy in Kenya: Use it or lose it. *Science* 265: 733-734.
- Bawa, K. S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rainforests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 399-422.
- Bazzaz, F. A. e D. D. Fajer. 1992. Plant life in a CO₂-rich world. *Scientific American* 266: 68-74.
- Beebe, T. J. C. et al. 1990. Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: Palaeoecological, documentary, and experimental evidence for breeding site acidification. *Biological Conservation* 53: 1-20.
- Begossi, A. 1998. Property rights for fisheries at different scales: applications for conservation in Brazil. *Fisheries Research* 34: 269-278.
- Benz, B. F., L. R. Sánchez-Velázquez e F. J. Santana Michel. 1990. Ecology and ethnobotany of *Zea diploperennis*. Preliminary investigations. *Maydica* 35: 85-98.
- Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: An empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology* 4: 91-98.
- Best, P. B. 1988. Right whales *Eubalaena australis* at Tristan da Cunha—a clue to the "non-recovery" of depleted stocks? *Biological Conservation* 46: 23-51.
- BGCS (Botanic Gardens Conservation Secretariat). 1987. The International Transfer Format for Botanic Gardens Plant Records. Hunt Institute for Botanical Documentation, Carnegie Mellon University, Pittsburgh, PA.
- Bibby, C. J. et al. 1992. Putting Biodiversity on the Map: Priority Areas for Global Conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- Bierregaard, R. O., Jr., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos, e R. W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42:859-866.
- Billington, H. L. 1991. Effect of population size on genetic variation in a dioecious conifer. *Conservation Biology* 5: 115-119.
- Blaustein, A. R. e D. B. Wake. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272 (4): 52-57.
- Bleich, V. C., J. D. Wehausen e S. A. Holl. 1990. Desert-dwelling mountain sheep: Conservation implications of a naturally fragmented distribution. *Conservation Biology* 4: 383-389.
- Blockhus, J. M., M. Dillenbeck, J. A. Sayer e P. Wegge (eds.). 1992. Conserving Biological Diversity in Managed Tropical Forests. IUCN, Gland, Switzerland.
- Bormann, F. H. 1976. An inseparable linkage: Conservation of natural ecosystems and conservation of fossil energy. *BioScience* 26: 759.
- Bowles, I. A. e G. T. Prickett. 1994. Reframing the Green Window: An Analysis of the GEF Pilot Phase Approach to Biodiversity and Global Warming and Recommendations for the Operational Phase. Conservation International/National Resources Defense Council, Washington, D.C.
- Bowles, M. L. e C. J. Whelan. 1994. Restoration of Endangered Species: Conceptual Issues, Planning, and Implementation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- Bradshaw A.D. 1984. Land restoration - Now and in the future. *PROY SOC LOND B BIO* 223:(1230) 1-23.
- Bradshaw, A. D. 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 53-74. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bradshaw, A. D. e M. J. Chadwick. 1980. The Restoration of Land. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Breman, H. 1992. Desertification control, the West African case: Prevention is better than cure. *Biotropica* (special issue) 24: 328-334.
- Brown, B. E. e J. C. Ogden. 1993. Coral bleaching. *Scientific American* 268: 64-70.
- Browning, J. A. 1991. Conserving crop plant-pathogen coevolutionary processes in situ. In M. L. Oldfield e J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 59-85. Westview Press, Boulder, CO.
- Brush, S. B. 1989. Rethinking crop genetic resource conservation. *Conservation Biology* 3: 19-29.
- Burbidge, A. A. e N. L. McKenzie. 1989. Patterns in the modern decline of western Australia's vertebrate fauna: Causes and conservation implications. *Biological Conservation* 50: 143-198.
- Burgman, M. A., S. Ferson e H. R. Akcakaya. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman and Hall, London.
- CABS -Center for Applied Biodiversity Science-2000. Planejando Paisagens Sustentáveis A Mata Atlântica Brasileira
- Cahn, R. e P. Cahn. 1985. Saved but threatened. *Audubon* 87: 48-51.
- Cairns, J. e J. R. Heckman. 1996. Restoration ecology: The state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment* 21: 167-189.
- Cairns, J. Jr. 1986. Restoration, reclamation, and regeneration of degraded or destroyed ecosystems. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 153-181. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Caldecott, J. 1988. Hunting and Wildlife Management in Sarawak. IUCN, Gland, Switzerland.
- Caldwell, L. 1985. Science will not save the Biosphere but politics might. *Environmental Conservation* 12: 195-197.
- Callicott, J. B. 1990. Whither conservation ethics? *Conservation Biology* 4: 15-20.
- Callicott, J. B. 1994. Earth's Insights: A Multicultural Survey of Ecological Ethics from the Mediterranean Basin to the Australian Outback. University of California Press, Berkeley, CA.
- Campbell, S. 1980. Is reintroduction a realistic goal? In M. E. Soulé e B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, pp. 263-269. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Carlton, J. T. e J. B. Geller. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261: 78-82.
- Carlton, J. T., J. B. Geller, M. L. Reaka-Kudla e E. A. Norse. 1999. Historical extinctions in the sea. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 515-538.
- Carroll, C. R. 1992. Ecological management of sensitive natural areas. In P. L. Fiedler e S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 347-372. Chapman and Hall, New York.
- Carson, H. L. 1983. The genetics of the founder effect. In C. M. Schoneveld-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde e L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*, pp. 189-200. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
- Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Reprinted 1982 by Penguin, Harmondsworth, U.K.
- Caswell, H. 1989. *Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- Ceballos-Lascurain, H. (ed.). 1993. *Tourism and Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Center for Plant Conservation. 1991. Genetic sampling guidelines for conservation collections of endangered plants. In D. A. Falk e K. E. Holsinger (eds.), *Genetics and Conservation of Rare Plants*, pp. 224-238. Oxford University Press, New York.
- Chadwick, D. H. 1995. Dead or alive: The Endangered Species Act. *National Geographic* 187 (March): 2-41.
- Charlesworth, D. e B. Charlesworth. 1987. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 237-268.
- Chase, A. 1986. *Playing God in Yellowstone: The Destruction of America's First National Park*. Atlantic Monthly Press, Boston.
- Chaves, H.M.L.; Rosa, J.W.C.; Santos, M.V. 1997. Evaluation of the sediment trapping efficiency of Gallery forests through sedimentation modeling. In: International Symposium on Assessment and Monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests. Proceedings. Brasília, pp. 323-327.
- Chernela, J. 1987. Endangered ideologies: Tukano fishing taboos. *Cultural Survival Quarterly* 11: 50-52.
- Clark, C. 1992. Empirical evidence for the effect of tropical deforestation on climatic change. *Environmental Conservation* 19: 39-47.
- Clay, J. 1991. Cultural survival and conservation: Lessons from the past twenty years. In M. L. Oldfield e J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 248-273. Westview Press, Boulder, CO.
- Cleveland, D. A., D. Soleri e S. E. Smith. 1994. Do folk crop varieties have a role in sustainable agriculture? *BioScience* 44: 740-751.
- Cochrane, M. A., et al. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Cody, M. L. 1986. Diversity, rarity, and conservation in Mediterranean-climate regions. In M. Soulé (eds.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 123-152. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Cohn, J. P. 1994. Salamanders: Slip-sliding away or too surreptitious to count? *BioScience* 44: 219-223.
- Colwell, R. K. 1986. Community biology and sexual selection: Lessons from hummingbird flower mites. In T. J. Case e J. Diamond (eds.) *Ecological Communities*, pp. 406-424. Harper and Row Publishers, New York.
- Condit, R., S. P. Hubbel e R. B. Foster. 1992. Short-term dynamics of a Neotropical forest. *BioScience* 42: 822-828.
- Conservation International. 1990. *The Rain Forest Imperative*. Conservation International, Washington, D.C.
- Conway, W. G. 1980. An overview of captive propagation. In M. E. Soulé e B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, pp. 199-208. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Costanza, R. (ed.). 1991. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press, New York.
- Costanza, R. e H. E. Daly. 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6: 37-46.
- Cottam, G. 1990. Community dynamics on an artificial prairie. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 257-270. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cox, G. W. 1993. *Conservation Ecology*. W. C. Brown, Dubuque, IA.
- Cox, P. A. e M. J. Balick. 1994. The ethnobotanical approach to drug discovery. *Scientific American* 270: 82-87.
- Cox, P. A. e T. Elmqvist. 1991. Indigenous control of tropical rainforest reserves: An alternative strategy for conservation. *Ambio* 20: 317-321.
- Cox, P. A. e T. Elmqvist. 1993. Ecocolonialism and indigenous knowledge systems: Village controlled rainforest preserves in Samoa. *Pacific Conservation Biology* 1: 6-13.
- Crawshaw P.G. e Quigley, H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223:357-370.
- Crow, J. F. e N. E. Morton. 1955. Measurement of gene frequency drift in small populations. *Evolution* 9: 202-214.
- Crumpacker, D. W., S. W. Hodge, D. Friedley e W. P. Gregg, Jr. 1988. A preliminary assessment of the status of major terrestrial and wetland ecosystems on federal and Indian lands in the United States. *Conservation Biology* 2: 103-115.
- Currie, D. J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *American Naturalist* 137: 27-49.
- Dallmeier, F. (ed.). 1992. *Long-term Monitoring of*

- Biological Diversity in Tropical Forest Areas. MAB Digest no. 11. UNESCO, Paris.
- Daly, H. E. e J. B. Cobb Jr. 1989. For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment, and a Sustainable Future. Beacon Press, Boston MA.
- Dasgupta, P. S. 1995. Population, poverty and the local environment. *Scientific American* 272: 40-45.
- Dasmann, R. F. 1991. The importance of cultural and biological diversity. In M. L. Oldfield e J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 7-15. Westview Press, Boulder, CO.
- Dasmann, R. F., J. P. Milton e P. H. Freeman. 1973. *Ecological Principles for Economic Development*. John Wiley & Sons, London.
- Davis, M. B. e C. Zabinski. 1992. Changes in geographical range resulting from greenhouse warming: Effects on biodiversity in forests. In R. Peters e T. E. Lovejoy (eds.), *Global Warming and Biological Diversity*, pp. 297-308. Yale University Press, New Haven, CT.
- Davis, S. D. et al. 1986. *Plants In Danger: What Do We Know?* IUCN, Gland, Switzerland.
- Davis, S. H. e A. Wali. 1994. Indigenous land tenure and tropical forest management in Latin America. *Ambio* 23: 485-490.
- Del Tredici, P. 1991. Ginkgos and people: A thousand years of interaction. *Arnoldia* 51: 2-15.
- Denslow, J. S. e C. Padoch, (eds.). 1988. *People of the Tropical Rain Forest*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Devall, B. e G. Sessions. 1985. *Deep Ecology: Living as if Nature Mattered*. Gibbs Smith Publishers, Salt Lake City, UT.
- Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Diamond, J. M. 1987. Extant unless proven extinct? Or, extinct unless proven extant? *Conservation Biology* 1: 77-81.
- Diamond, J. M. 1988a. Factors controlling species diversity: Overview and synthesis. *Annals of the Missouri Botanical Gardens* 75: 117-129.
- Diamond, J. M. 1988b. Red books or green lists? *Nature* 332: 304-305.
- Diamond, J. M. 1990. Reflections on goals and on the relationship between theory and practice. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 329-336. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dick, C. 1999. Effect of Habitat Fragmentation on the Breeding Structure of Tropical Trees. Tese de Ph.D. Harvard University.
- Didham, R. K., 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf-litter invertebrates in central Amazonia. Pages 55-70 in W. F. Laurance e R. O. Bierregaard, Jr., editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Dietz, J.M. 1984 Ecology and social organization of the maned wolf (*Cynycyon brachyurus*) Smithsonian Contributions to Zoology 392: 1-51
- Dietz, J.M. 1985 *Cynycyon brachyurus* Mammalian Species 234: 1-4
- Dinerstein, E. e G. F. McCracken. 1990. Endangered greater one-horned rhinoceros carry high levels of genetic variation. *Conservation Biology* 4: 417-422.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw e A. J. M. Baker. 1997b. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.
- Dogsé, P. e B. von Droste. 1990. Debt-for-Nature Exchanges and Biosphere Reserves. UNESCO, Paris.
- Dowling, T. E. e M. R. Childs. 1992. Impact of hybridization on a threatened trout of the south-western United States. *Conservation Biology* 6: 355-364.
- Drake, J. A., et al. (eds.). 1989. *Biological Invasions: A Global Perspective*. SCOPE Report No. 37. John Wiley, New York.
- Drayton, B. e R. Primack. 1995. Plant species loss from 1894 to 1993 in an isolated conservation area in metropolitan Boston. *Conservation Biology*. no prelo.
- Dregné, H. E. 1983. *Desertification of Arid Lands*. Academic Press, New York.
- Dresser, B. L. 1988. Cryobiology, embryo transfer, and artificial insemination in ex situ animal conservation programs. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 296-308. National Academy Press, Washington, D.C.
- Duffey, E. e A. S. Watt (eds.). 1971. *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Duffus, D. A. e P. Dearden. 1990. Non-consumptive wildlife-oriented recreation: A conceptual framework. *Biological Conservation* 53: 213-231.
- Duffy, E. e A. S. Watts (eds.). 1971. *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dufour, D. L. 1990. Use of tropical rainforest by native Amazonians. *BioScience* 40: 652-659.
- Dugan, P. (ed.). 1993. *Wetlands in Danger: A World Conservation Atlas*. Oxford University Press, New York.
- Dyer, M. I. e M. M. Holland. 1991. The biosphere-reserve concept: Needs for a network design. *BioScience* 41: 319-325.
- Ehrenfeld, D. W. 1970. *Biological Conservation*. Holt, Rinehart and Winston, New York.
- Ehrlich, P. R. e H. A. Mooney. 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *BioScience* 33: 248-254.
- Eisner, T. 1991. Chemical prospecting: A proposal for action. In F. H. Bormann e S. R. Kellert (eds.), *Ecology, Economics, Ethics: The Broken Circle*, pp. 196-202. Yale University Press, New Haven, CT.
- Eisner, T. e E. A. Beiring. 1994. Biotic exploration fund: Protecting biodiversity through chemical prospecting. *BioScience* 44: 95-98.
- Ellis, R. 1992. Whale kill begins anew. *Audubon* 94: 20-22.
- Ellstrand, N. C. 1992. Gene flow by pollen: Implications for plant conservation genetics. *Oikos* 63: 77-86.
- Ellstrand, N. C. e D. R. Elam. 1993. Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 217-242.
- Erwin, W. L. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. *Science* 253: 750-753.
- ESCAP (Economic and Social Commission for Asia and the Pacific). 1985. *Marine Environmental Problems and Issues in the ESCAP Region*. United Nations, ESCAP, Bangkok, Thailand.
- Etter, R. J. e J. F. Grassle. 1992. Patterns of species diversity in the deep sea as a function of sediment particle size diversity. *Nature* 360: 575-578.
- Eudey, A. A. 1987. *Action Plan for Asian Primate Conservation: 1987-1991*. IUCN Species Survival Commission Primate Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Faith, D. P. 1994. Phylogenetic diversity: A general framework for the prediction of feature diversity. In P. L. Forey, C. J. Humphries e R. I. Vane-Wright (eds.), *Systematics and Conservation Evaluation*, pp. 25-268. Oxford University Press, New York.
- Falk, D. A. 1991. Joining biological and economic models for conserving plant genetic diversity. In D. A. Falk e K. E. Holsinger (eds.), *Genetics and Conservation of Rare Plants*, pp. 209-224. Oxford University Press, New York.
- Falk, D. A. e P. Ohwell. 1992. Scientific and policy considerations in restoration and reintroduction of endangered species. *Rhodora* 94: 287-315.
- Farnsworth, N. R. 1988. Screening plants for new medicines. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 83-97. National Academy Press, Washington, D.C.
- Fearnside, P. M. 1987. Deforestation and international economic development projects in Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 1: 214-221.
- Fearnside, P. M. 1989. Extractive reserves in Brazilian Amazonia. *BioScience* 39: 387-393.
- Fearnside, P. M. 1990. Predominant land uses in Brazilian Amazonia. In A. Anderson (ed.), *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*, pp. 233-251. Columbia University Press, Irvington, NY.
- Fearnside, P.M. 1986 Spatial concentration of deforestation in the Brazilian Amazon. *Ambio* 15 (2) 74-81.
- Fearnside, P.M. 1990. A hidrelétrica de Balbina estudos iamá 1
- Finlay, B. J. e K. J. Clarke. 1999. Ubiquitous dispersal of microbial species. *Nature* 400: 828.
- Fitter, R. e M. Fitter. 1987. *The Road to Extinction*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Fitzgerald, S. 1989. *International Wildlife Trade: Whose Business Is It?* World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Fleischner, T. L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8: 629-644.
- Foote, T. J. 1983. The relevance of captive populations to the conservation of biotic diversity. In C. M. Schoneveld-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde e L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation*, pp. 374-401. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
- France R.L. e N.C. Collins. 1993. Extirpation of Crayfish in a lake affected by long range anthropogenic acidification. *Conservation Biology* 7: (1) 184-188.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. In M. E. Soulé e B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, pp. 135-149. Sinauer, Sunderland, MA.
- Frederick, R. J. e M. Egan. 1994. Environmentally compatible applications of biotechnology. *BioScience* 44: 529-535.
- French, H. F. 1994. Making environmental treaties work. *Scientific American* 271: 94-97.
- Fujita, M. S. e M. D. Turtle. 1991. Flying foxes (Chiroptera: Pteropodidae): Threatened animals of key ecological and economic importance. *Conservation Biology* 5: 455-463.
- Fuller, R. J., R. D. Gregory, D. W. Gibbons, J. H. Marchant, et al. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* 9: 1425-1441.
- Funch, P. e R. Kristensen. 1995. Cyclophora is a new phylum with affinities to Entoprocta and Ectoprocta (*Symbion pandora*). *Nature* 378: 711-714.
- Fundação Biodiversitas. 1998. *Workshop sobre manejo participativo de Unidades de Conservação*
- Gadgil, M. e R. Guha. 1992. *This Fissured Land: An Ecological History of India*. Oxford University Press, Oxford.
- Gentry, A. H. 1986. Endemism in tropical versus temperate plant communities. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 153-181. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Gersh, J. e R. Pickert. 1991. Land-use modeling: Accommodating growth while conserving biological resources in Dutchess County, New York. In D. J. Decker, M. E. Krasnyk, G. R. Goff, C. R. Smith e D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 233-242. Westview Press, Boulder, CO.
- Gerz, W. M. e R. G. Haight. 1989. *Population Harvesting: Demographic Models of Fish, Forest, and Animal Resources*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Gillis, A. M. 1990. The new forestry. *BioScience* 40: 558-562.
- Gilpin, M. E. 1990. Experimental community assembly: Competition, community structure, and the order of species introductions. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 151-161. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gilpin, M. E. e M. E. Soulé. 1986. Minimum viable

- populations: Processes of species extinction. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 19–34. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Typos, J. H. W. (ed.). 1991. Beyond Captive Breeding: Reintroducing Endangered Species Through Captive Breeding. Zoological Society of London Symposia, No. 62. Clarendon Press, Oxford.
- Went, D. 1994. Principles and Practices of Plant Conservation. Timber Press, Portland, OR.
- Wells, S. R. 1991. Ecological basis of traditional management of wetlands in tropical Mexico: Learning from agroecosystem models. In M. L. Oldfield & J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation, and Ecodevelopment*, pp. 211–229. Westview Press, Boulder, CO.
- Wodzy, R. A., R. Lubowski & A. Markandya. 1993. A method for the economic valuation of non-timber tropical forest products. *Economic Botany* 47: 220–233.
- Goerck, J. M. 1999. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. *Bird Conservation International* 9: (3) 235–253.
- Gold, T. 1992. The deep, hot biosphere. *Proceedings of the National Academy of Science* 89: 6045–6049.
- Goldman, B. & F. H. Talbot. 1976. Aspects of the ecology of coral reef fishes. In O. A. Jones & R. Endean (eds.), *Biology and Geology of Coral Reefs*, vol. 3, pp. 125–154. Academic Press, New York.
- Goldsmith, B. (ed.). 1991. *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall, New York.
- Gomez-Pompa, A. & A. Kaus. 1992. Taming the wilderness myth. *BioScience* 42: 271–279.
- Goodland, R. J. A. 1990. The World Bank's new environmental policy for dams and reservoirs. *Water Resources Development* 6: 226–239.
- Goodland, R. J. A. 1992. Environmental priorities for financing institutions. *Environmental Conservation* 19: 9–22.
- Grabherr, G., M. Dötterli & H. Pauli. 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- Graedel, T. E. & P. J. Crutzen. 1989. The changing atmosphere. *Scientific American* 261: 58–68.
- Grant, P. R. & B. R. Grant. 1992. Darwin's finches: Genetically effective population sizes. *Ecology* 73: 766–784.
- Grassle, J. F., P. Lasserre, A. D. McIntyre & G. C. Ray. 1991. Marine biodiversity and ecosystem function. *Biology International. Special Issue* 23: i-iv, 1–19.
- Green, G. N. & R. W. Sussman. 1990. Deforestation history of the eastern rain forests of Madagascar from satellite images. *Science* 248: 212–215.
- Greeson, P. E., J. R. Clark & J. E. Clark (eds.). 1979. *Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding*. American Water Resources Association, Minneapolis.
- Gregg, W. P., Jr. 1991. MAB Biosphere Reserves and conservation of traditional land use systems. In M. L. Oldfield & J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 274–294. Westview Press, Boulder, CO.
- Grigg, R. W. & D. Epp. 1989. Critical depth for the survival of coral islands: Effects on the Hawaiian archipelago. *Science* 243: 638–641.
- Groombridge, B. (ed.). 1992. *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, U.K. Chapman and Hall, London.
- Gross, D. W., B. T. Wilkins, R. R. Quinn & A. E. Zepp. 1991. Local land protection and planning efforts. In D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith & D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 355–366. Westview Press, Boulder, CO.
- Grove, N. 1988. Quietly conserving nature. *National Geographic* 174 (January): 818–844.
- Grumbine, E. R. 1994a. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8: 27–38.
- Grumbine, E. R. 1994b. *Environmental Policy and Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Guerrant, E. O. 1992. Genetic and demographic considerations in the sampling and reintroduction of rare plants. In P. L. Fiedler & S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 321–344. Chapman and Hall, New York.
- Guerrant, E. O. & B. M. Pavlik. 1998. Reintroduction of rare plants: Genetics, demography and the role of ex-situ conservation methods. In P. L. Fiedler & P. M. Kareiva (eds.), *Conservation Biology: For the Coming Decade*. Chapman and Hall, New York.
- Guttleman, J. L. 1994. Are the pandas successful specialists or evolutionary failures? *BioScience* 44: 456–464.
- Gupta, T. A. & A. Guleria. 1982. *Non-wood Forest Products from India*. IBH Publishing Co., New Delhi.
- Haas, P. M., M. A. Levy & E. A. Parson. 1992. Appraising the Earth Summit: How should we judge UNCED's success? *Environment* 34 (8): 7–35.
- Hair, J. D. & G. A. Pomerantz. 1987. The educational value of wildlife. In D. J. Decker & G. R. Goff (eds.), *Valuing Wildlife: Economic and Social Perspectives*, pp. 197–207. Westview Press, Boulder, CO.
- Hamrick, J. L. & M. J. W. Godt. 1989. Allozyme diversity in plant species. In A. H. D. Brown, M. T. Clegg, A. L. Kahler & B. S. Weir (eds.), *Plant Population Genetics, Breeding, and Genetic Resources*, pp. 43–63. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Hansen, A. J., T. A. Spies, F. J. Swanson & J. L. Ohmann. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. *BioScience* 41: 382–392.
- Hansen, S. 1989. Debt for nature swaps—overview and discussion of key issues. *Ecological Economics* 1: 77–93.
- Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: Does it help to have more of the same? *Trends in Ecology and Evolution* 4: 113–114.
- Hansson, L., L. Fahrig & G. Merriam (eds.). 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman and Hall, London.
- Harcourt, A. H. 1995. Population viability estimates: Theory and practice for a wild gorilla population. *Conservation Biology* 9: 134–142.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243–1248.
- Hardin, G. 1985. *Filters Against Folly: How to Survive Despite Economists, Ecologists and the Merely Eloquent*. Viking Press, New York.
- Hardin, G. 1993. *Living Within Limits: Ecology, Economics and Population Taboos*. Oxford University Press, New York.
- Hargrove, E. C. (ed.). 1986. *Religion and Environmental Crisis*. University of Georgia Press, Athens.
- Hargrove, E. C. 1989. *Foundations of Environmental Ethics*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Harrison, J. L. 1968. The effect of forest clearance on small mammals. In *Conservation in Tropical Southeast Asia*. IUCN, Morges, Switzerland.
- Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservation. In P. J. Edwards, R. M. May & N. R. Webb (eds.), *Large-Scale Ecology and Conservation Biology*, pp. 111–128. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Hawkins, J. P. & C. M. Roberts. 1994. The growth of coastal tourism in the Red Sea: Present and future effects on coral reefs. *Ambio* 23: 503–508.
- Hawthornth, D. L. 1990. The long-term effects of air pollutants on lichen communities in Europe and North America. In G. M. Woodwell (ed.), *The Earth in Transition: Patterns and Processes of Biotic Impoverishment*, pp. 45–64. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hawthornth, D. L. 1992. Biodiversity in microorganisms and its role in ecosystem function. In O. T. Solbrig, H. M. van Emden & P. G. W. van Oordt (eds.), *Biodiversity and Global Change*, pp. 83–94. International Union of Biological Sciences, Paris.
- Hedgpeth, J. W. 1993. Foreign invaders. *Science* 261: 34–35.
- Hellawell, J. M. 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science Publishers, London.
- Hemley, G. (ed.). 1994. *International Wildlife Trade: A CITES Sourcebook*. Island Press, Washington, D.C.
- Heschel, M. S. & K. N. Paige. 1995. Inbreeding depression, environmental stress and population size variation in Scarlet Gilia (*Ipomopsis aggregata*). *Conservation Biology* 9: 126–133.
- Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek & M. S. Foster (eds.). 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Heywood, V. H., G. M. Mace, R. M. May & S. N. Stuart. 1994. Uncertainties in extinction rates. *Nature* 368: 105.
- Hinrichsen, D. 1987. The forest decline enigma. *BioScience* 37: 542–546.
- Hladick, C. M. et al. (eds.). 1993. *Tropical Forests, People, and Food*. Parthenon Publishing and UNESCO, Paris.
- Holloway, M. 1993. Sustaining the Amazon. *Scientific American* 269: 90–99.
- Holloway, M. 1994. Nurturing nature. *Scientific American* 270: 98–108.
- Horton, T. 1992. The Endangered Species Act: Too tough, too weak, or too late? *Audubon (March/April)*: 68–74.
- Horwich, R. H., D. Murray, E. Saqui, J. Lyon & D. Godfrey. 1993. Ecotourism and community development: A view from Belize. In K. Lindberg & D. E. Hawkins (eds.), *Ecotourism: A Guide for Planners and Managers*. The Ecotourism Society, North Bennington, VT.
- Howe, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30: 261–281.
- Hoyt, E. 1988. *Conserving the Wild Relatives of Crops*. IBPGR, IUCN, WWF, Rome.
- Hughes, T. P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265: 1547–1551.
- Husband B.C., S.C.H. Barrett 1998. Spatial and temporal variation in population size of *Eichhornia paniculata* in ephemeral habitats: implications for metapopulation dynamics. *Journal of Ecology* 86: (6) 1021–1031.
- Huston, M. A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ilitis, H. H. 1988. Serendipity in the exploration of biodiversity: What good are weedy tomatoes? In E. O. Wilson & F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 98–105. National Academy Press, Washington, D.C.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1996. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. World Meteorological Organization and United Nations Environmental Program.
- IUCN (IUCN-The World Conservation Union). 1984. *Categories, objectives and criteria for protected areas*. In J. A. McNeely & K. R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development*, pp. 47–53. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- IUCN. 1985. *United Nations List of National Parks and Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1988. *1988 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1990. *The IUCN Red Data Book*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/TNC/WWF. 1994. *Report of the First Global Forum on Environmental Funds*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/UNEP (United Nations Environment Programme). 1986. *Review of the Protected Areas System in the Indo-Malayan Realm*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/UNEP. 1988. *Coral Reefs of the World*. 3 Volumes. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/UNEP/WWF. 1991. *Caring for the Earth: A Strategy for Sustainable Living*. Gland, Switzerland.

- IUCN/WWF. 1989. The Botanic Gardens Conservation Strategy. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jacobson, G. L., Jr., H. Almqvist-Jacobson e J. C. Winne. 1991. Conservation of rare plant habitat: Insights from the recent history of vegetation and fire at Crystal Fen, northern Maine, USA. *Biological Conservation* 57: 287-314.
- Janzen, D. H. 1986a. Keystone plant resources in the tropical forest. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 330-344. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Janzen, D. H. 1986b. The eternal external threat. In M. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 286-303. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Janzen, D. H. 1988a. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Janzen, D. H. 1988b. Tropical ecological and biocultural restoration. *Science* 239: 243-244.
- Jiménez, J. A., K. A. Hughes, G. Alaks, L. Graham e R. C. Lacy. 1994. An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. *Science* 266: 271-273.
- Johns, A. D. 1987. The use of primary and selectively logged rainforest by Malaysian Hornbills (*Bucerotidae*) and implications for their conservation. *Biological Conservation* 40: 179-190.
- Johnson, N. B. Cabarale. 1993. *Surviving the Cut: Natural Forest Management in the Humid Tropics*. WRI, Washington, D.C.
- Johnson, N. 1995. *Biodiversity in the Balance: Approaches to Setting Geographic Conservation Priorities*. Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Jones, H. L. e J. M. Diamond. 1976. Short-time-base studies of turnover in breeding birds of the California Channel Islands. *Condor* 76: 526-549.
- Jones, P. D. T. M. L. Wigley. 1990. Global warming trends. *Scientific American* 263: 84-91.
- Jordan, W. R. III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.). 1990. *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jørgensen, S.E.; H. Löffler. 1995. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento de litorais lacustres. Comitê Internacional do Meio Ambiente Lacustre/Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (I.L.E.C./UNEP). vol. 3.
- Julien, M. H. (ed.). 1987. *Biological Control of Weeds: A World Catalog of Agents and Their Target Weeds*. CAB CIB Contr., Slough, London.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Karez, C.S., V.E. Magalhães e W.C. Pfeiffer. 1994. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environmental Pollution* 83: (3) 351-356.
- Karron, J. D. 1987. A comparison of levels of genetic polymorphisms and self-compatibility in geographically restricted and widespread plant congeners. *Evolutionary Ecology* 1: 47-58.
- Kaufman, L. 1988. Caught between a reef and a hard place: Why aquariums must invest in the propagation of endangered species. *Proceedings of the Annual Meeting of the American Association of Zoological Parks and Aquariums*, pp. 365-382.
- Kaufman, L. e A. S. Cohen. 1993. The great lakes of Africa. *Conservation Biology* 7: 632-633.
- Keller, L. F., P. Arcese, J. N. M. Smith, W. M. Hochachka e S. C. Stearns. 1994. Selection against inbred song sparrows during a natural population bottleneck. *Nature* 372: 356-357.
- Kellert, S. R. e E. O. Wilson (eds.). 1993. *The Biophilia Hypothesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Kenchington, R. A. e M. T. Agardy. 1990. Achieving marine conservation through biosphere reserve planning and management. *Environmental Conservation* 17: 39-44.
- Kennedy, D. M. 1987. What's new at the zoo? *Technology Review* 90: 66-73.
- Keyfitz, N. 1989. The growing human population. *Scientific American* 261: 119-126.
- Kierulff, M.C. 1993. Avaliação das populações selvagens de Mico Leão Dourado *Leontopithecus rosalia*, proposta de estratégia para sua conservação. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Kimura, M. e J. F. Crow. 1963. The measurement of effective population numbers. *Evolution* 17: 279-288.
- King, W. B. 1985. Island birds: Will the future repeat the past? In P. J. Moors (ed.), *Conservation of Island Birds*, pp. 3-15. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- Kleiman, D. G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *BioScience* 39: 152-161.
- Kline, V. M. e E. A. Howell. 1990. Prairies. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 75-84. Cambridge University Press, Cambridge.
- Klumpp, G., C. M. Furlan e M. Domingos. 2000. Response of stress indicators and growth parameters of *Tibouchina pulchra* Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatão, Brazil. *Scientific Environment* 246: (1) 79-91 JAN 31 2000.
- Koopowitz, H., A. D. Thornhill e M. Andersen. 1994. A general stochastic model for the prediction of biodiversity losses based on habitat conversion. *Conservation Biology* 8: 425-438.
- Kraus, S. D. 1990. Rates and potential cause of mortality in North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). *Marine Mammal Science* 6: 278-291.
- Kremen, C., A. M. Merenlender e D. D. Murphy. 1994. Ecological monitoring: A vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388-397.
- Kristensen, R. M. 1983. Loricifera, a new phylum with Aschelminthes characters from the meiobenthos. *Zeitschrift für Zoologische Systematik* 21: 163-180.
- Küchler, A. W. 1964. Potential natural vegetation of the conterminous United States. Special Publication no. 36. American Geographical Society, New York. (Map of the conterminous 48 states, scale = 1:3,168,000, and manual.)
- Kummer, D. M. e B. L. Turner II. 1994. The human causes of deforestation in Southeast Asia. *BioScience* 44: 323.
- Kusler, J. A. e M. E. Kentula (eds.). 1990. *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Island Press, Washington, D.C.
- Lacey, R. C. 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: Interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1: 143-158.
- Lamberson, R. H., R. McElvey, B. R. Noon e C. Voss. 1992. A dynamic analysis of Northern Spotted Owl viability in a fragmented forest landscape. *Conservation Biology* 6: 505-512.
- Lande, R. e G. F. Barrowclough. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In M. E. Soulé (ed.), *Viable Populations for Conservation*, pp. 87-124. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lange, R.R. 1998. Criação e relocação de cutias *Dasypus novae Lichtenstein*, 1823 (DASYPROCTIDAE, MAMMALIA) em área verde urbana, Curitiba-PR. Dissertação de Mestrado.
- Laurance, W.F. 2000. Mega-development trends in the Amazon: Implications for global change. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: (1) 113-122.
- Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219.
- Leader-Williams, N. 1990. Black rhinos and African elephants: Lessons for conservation funding. *Oryx* 24: 23-29.
- Lehmkuhl, J. F., R. K. Upreti e U. R. Sharma. 1988. National parks and local development: Grasses and people in Royal Chitwan National Park, Nepal. *Environmental Conservation* 15: 143-148.
- Leigh, J. H., J. D. Briggs e W. Hartley. 1982. The conservation status of Australian plants. In R. H. Groves e W. D. L. Ride (eds.), *Species at Risk: Research in Australia*, pp. 13-25. Springer-Verlag, New York.
- Lesica, P. e F. W. Allendorf. 1992. Are small populations of plants worth preserving? *Conservation Biology* 6: 135-139.
- Lewis, D. M., G. B. Kaweche e A. Mwenya. 1990. Wildlife conservation outside protected areas—lessons from an experiment in Zambia. *Conservation Biology* 4: 171-180.
- Lieth, H. e M. Lohmann (eds.). 1993. *Restoration of Tropical Rainforest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Likens, G. E. 1991. Toxic winds: Whose responsibility? In F. Herbert Bormann e S. R. Kellert (eds.), *Ecology, Economics, Ethics: The Broken Circle*, pp. 136-152.
- Yale University Press, New Haven, CT.
- Lima, A. e Rodrigues, E. 2001. Caracterização da paisagem florestal do Norte do Paraná in: Congresso Brasileiro de Ecologia Porto Alegre-RS 11/11 a 18/11.
- Lindberg, K. 1991. Policies for Maximizing Nature Tourism's Ecological and Economic Benefits. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Linden, E. 1994. Ancient creature in a lost world. *Time* (June): 52-54.
- Loeschcke, V., J. Tomiuk e S. K. Jain (eds.). 1994. *Conservation Genetics*. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland.
- Loope, L. L., O. Hamann e C. P. Stone. 1988. Comparative conservation biology of oceanic archipelagos: Hawaii and the Galápagos. *BioScience* 38: 272-282.
- Lopes, J.L.C., Casanova, I.C., Defigueiredo, M.C., Nather, F. C. e Avelar, W.E.P. 1992. *Amodontes trapezialis* - A biological monitor of organochlorine pesticides. *Archives of environmental contamination and technology* 23: (3) 351-354.
- Lovejoy, T. E. et al. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 257-285. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Lovelock, J. 1988. *The Ages of Gaia*. W. W. Norton & Company, New York.
- Lubchenco, J., et al. 1991. The sustainable biosphere initiative: An ecological research agenda. *Ecology* 72: 371-412.
- Ludwig, D., R. Hilborn e C. Walters. 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation: Lessons from history. *Science* 260: 17, 36.
- Lutz, R. A. 1991. The biology of deep-sea vents and seeps. *Oceanus* 34: 75-83.
- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Mace, G. M. 1994. Classifying threatened species: means and ends. *Phil. Tran. Royal Soc. Lond. B* 344: 91-97.
- Mace, G. M. e R. Lande. 1991. Assessing extinction threats: Towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148-157.
- Machado, A.B.M. et al. 1998. *Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais*.
- Machlis, G. E. e D. L. Tichnell. 1985. *The State of the World's Parks: An International Assessment of Resource Management, Policy, and Research*. Westview Press, Boulder, CO.
- MacKenzie, J. J. e M. T. El-Ashry. 1988. *Ill Winds: Airborne Pollution's Toll on Trees and Crops*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- MacKinnon, J. 1983. Irrigation and watershed protection in Indonesia. Report to IBRD Regional Office, Jakarta.
- MacKinnon, J., K. MacKinnon, G. Child e J. Thorsell. 1992. *Managing Protected Areas in the Tropics*.

- IUCN, Gland, Switzerland.
- Mach, D. S. 1990. The Florida panther and private lands. *Conservation Biology* 4: 167-170.
- Magnuson, J. J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience* 40: 495-501.
- Makarewicz, J. C. e P. Bertram. 1991. Evidence for the restoration of the Lake Erie ecosystem. *BioScience* 41: 216-223.
- Malanson, G. P. 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, pp. 130-177.
- Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecology* 75: (8) 2438-2445.
- Mangel, M. e C. Tier. 1994. Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* 75: 607-614.
- Mann, C. C. e M. L. Plummer. 1993. The high cost of biodiversity. *Science* 260: 1868-1871.
- Marcovaldi M.A. e Marcovaldi G.G. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biology Conservation* 91: (1) 35-41 NOV 1999
- Mares, M. A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science* 255: 976-979.
- Martin, P. S. e R. G. Klein (eds.). 1984. *Quaternary Extinctions: A Prehistoric Revolution*. University of Arizona Press, Tucson.
- Master, L. L. 1991. Assessing threats and setting priorities for conservation. *Conservation Biology* 5: 559-563.
- Mathews, A. 1992. *Where the Buffalo Roam*. Grove Weidenfeld, New York.
- Matuo, Y.K. et al. 1992. Organochlorine pesticide-residues in human milk in the Ribeirão Preto region, state of São Paulo, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 22: (2) 167-175 FEB 1992
- May, R. M. 1988. Conservation and disease. *Conservation Biology* 2: 28-30.
- May, R. M. 1992. How many species inhabit the Earth? *Scientific American* 267: 42-48.
- Mayer, R., S. Liess, e M.M.S. Lopes, et al. Atmospheric pollution in a tropical rain forest: Effects of deposition upon biosphere and hydrosphere II. Fluxes of chemicals and element budgets. *Water, Air and Soil Pollution* 121: (1-4) 79-92 JUL 2000
- McCloskey, J. M. e H. Spalding. 1989. A reconnaissance-level inventory of the amount of wilderness remaining in the world. *Ambio* 18: 221-227.
- McLaren, B. E. e R. O. Peterson. 1994. Wolves, moose, and tree rings on Isle Royale. *Science* 266: 1555-1558.
- McNaughton, S. J. 1989. Ecosystems and conservation in the twenty-first century. In D. Western e M. Pearl (eds.), *Conservation for the Twenty-First Century*, pp. 109-120. Oxford University Press, New York.
- McNeely, J. A. (ed.). 1993a. *Protected Areas and Modern Societies: Regional Reviews of Conservation Issues*. IUCN, Gland, Switzerland.
- McNeely, J. A. (ed.). 1993b. *Building Partnerships for Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland.
- McNeely, J. A. 1987. How dams and wildlife can coexist: Natural habitats, agriculture, and major water resource development projects in tropical Asia. *Conservation Biology* 1: 228-238.
- McNeely, J. A. 1988. *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*. IUCN, Gland, Switzerland.
- McNeely, J. A., et al. 1990. *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, World Resources Institute, CI, WWF-US, the World Bank, Gland, Switzerland and Washington, D.C.
- McNeely, J. A., J. Harrison, P. Dingwall (eds.). 1994. *Protecting Nature: Regional Reviews of Protected Areas*. IUCN, Cambridge.
- Meffe, G. K., A. H. Ehrlich e D. Ehrenfeld. 1993. Human population control: The missing agenda. *Conservation Biology* 7: 1-3.
- Mendonça et al. 1999. Organochlorines and breast cancer: A case-control study in Brazil. *International Journal of Cancer* 83: (5) 596-600
- Mendonça, J. R., A. M. de Carvalho, L. A. Mattos Silva, e W. W. Thomas. 1994. 45 Anos de Desmatamento no Sul da Bahia, Remanescentes da Mata Atlântica - 1945, 1960, 1974, 1990. Projeto Mata Atlântica Nordeste, CEPEC, Ilhéus, Bahia, Brazil.
- Menezes, N.L. e A.M. Giulietti. Campos rupestres. In M.P. Mendonça e L.V. Lins (eds.), *Lista Vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais* pp. 65-73.
- Menges, E. S. 1986. Predicting the future of rare plant populations: Demographic monitoring and modeling. *Natural Areas Journal* 6: 13-25.
- Menges, E. S. 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* 4: 52-62.
- Menges, E. S. 1991. The application of minimum viable population theory to plants. In D. A. Falk e K. E. Holsinger (eds.), *Genetics and Conservation of Rare Plants*, pp. 45-61. Oxford University Press, New York.
- Menges, E. S. 1992. Stochastic modeling of extinction in plant populations. In P. L. Fiedler e S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 253-275. Chapman and Hall, New York.
- Merola, M. 1994. A reassessment of homozygosity and the case for inbreeding depression in the cheetah, *Acinonyx jubatus*: Implications for conservation. *Conservation Biology* 8 (4): 961-971.
- Mesquita, R., P. Delamonica, e W. F. Laurance. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Meyer, W. B. e B. L. Turner II. 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, New York.
- Miller, R. M. 1990. Mycorrhizae and succession. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 205-220. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mills, L. E., J. H. Leach, J. T. Carlton e C. L. Secor. 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes. *BioScience* 44: 666-676.
- Milton, S. J., W. R. J. Dean, M. A. du Plessis e W. R. Siegfried. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. *BioScience* 44: 70-76.
- Mistry, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *PROG PHYS GEOG* 22: (4) 425-448
- Mitchell, J. G. 1992. Our disappearing wetlands. *National Geographic* 182 (10): 3-45.
- Mitkin, K. e D. Osgood. 1994. Issues and Options in the Design of Global Environment Facility-Supported Trust Funds for Biodiversity Conservation. World Bank, Washington, D.C.
- Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 145-154. National Academy Press, Washington, D.C.
- Mittermeier, R. A. e T. B. Werner. 1990. Wealth of plants and animals unites "megadiversity" countries. *Tropicus* 4: 1, 4-5.
- Mlot, C. 1992. Botanists sue Forest Service to preserve biodiversity. *Science* 257: 1618-1619.
- Moffat, M. W. 1994. *The High Frontier: Exploring the Tropical Rainforest Canopy*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Mohsin, A. K. M. e M. A. Ambak. 1983. *Freshwater Fishes of Peninsular Malaysia*. University Pertanian Malaysia Press, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Morell, V. 1994. Serengeti's big cats going to the dogs. *Science* 264: 23.
- Moyle, P. B. e R. A. Leidy. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: Evidence from fish faunas. In P. L. Fiedler e S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 127-169. Chapman and Hall, New York.
- Munn, C. A. 1992. Macaw biology and ecotourism or "when a bird in the bush is worth two in the hand". In S. R. Beissinger e N. F. R. Snyder (eds.), *New World Parrots in Crisis*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Murphy, D. D. e B. R. Noon. 1992. Integrating scientific methods with habitat conservation planning: Reserve design for northern spotted owls. *Ecological Applications* 2: 3-17.
- Murphy, D. D., D. E. Freas e S. B. Weiss. 1990. An environment-metapopulation approach to population viability analysis for a threatened invertebrate. *Conservation Biology* 4: 41-51.
- Murphy, P. G. e A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Mwalyosi, R. B. B. 1991. Ecological evaluation for wildlife corridors and buffer zones for Lake Manyara National Park, Tanzania, and its immediate environment. *Biological Conservation* 57: 171-186.
- Myers, N. 1984. *The Primary Source: Tropical Forests and Our Future*. W. W. Norton, New York.
- Myers, N. 1986. Tropical deforestation and a megadiversity spasm. In M. E. Soulé, (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 394-409. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Myers, N. 1987. The extinction spasm impending: Synergisms at work. *Conservation Biology* 1: 14-21.
- Myers, N. 1988a. Threatened biotas: "Hotspots" in tropical forests. *Environmentalist* 8: 1-20.
- Myers, N. 1988b. Tropical forests: Much more than stocks of wood. *Journal of Tropical Ecology* 4: 209-221.
- Myers, N. 1991. The biodiversity challenge: Expanded "hotspots" analysis. *Environmentalist* 10: 243-256.
- Myers, N. 1991b. Tropical deforestation: The latest situation. *BioScience* 41: 282.
- Nabhan, G. P. 1985. Native crop diversity in Aridoamerica: Conservation of regional gene pools. *Economic Botany* 39: 387-399.
- Nações Unidas. 1993a. *Agenda 21: Rio Declaration and Forest Principles*. Post-Rio Edition. United Nations Publications, New York.
- Nações Unidas. 1993b. *The Global Partnership for Environment and Development*. United Nations Publications, New York.
- Naess, A. 1986. Intrinsic value: Will the defenders of nature please rise? In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 153-181. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Naess, A. 1989. *Ecology, Community and Lifestyle*. Cambridge University Press, Cambridge.
- NAS/NRC (National Academy of Sciences/National Research Council. 1972. *Genetic Vulnerability of Major Crop Plants*. NAS/NRC, Washington, D.C.
- Nei, M., T. Maruyama e R. Chakraborty. 1975. The bottleneck effect and genetic variability in populations. *Evolution* 29: 1-10.
- Nepstad, D. C. e S. Schwartzman (eds.). 1992. *Non-Timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development Strategy*. The New York Botanical Garden, Bronx, NY.
- Nepstad, D.C., Moreira, A.G. e Alencar, A.A. 1999. *Flames in the rain forest: Origins, Impacts and Alternatives to Amazonian fire*. Banco Mundial
- Niemelä, J., D. Langor e J. R. Spence. 1993. Effects of clear cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: carabidae) in Western Canada. *Conservation Biology* 7: 551-561.
- Nilsson, G. 1983. *The Endangered Species Handbook*. Animal Welfare Institute, Washington, D.C.
- Nobre, C. A., P. J. Sellers e J. Shukla. 1991. Amazonian deforestation and regional climate change. *Journal of Climate* 4: 957-988.
- Norse, E. A. (ed.). 1993. *Global Marine Biological Diversity: A Strategy for Building Conservation into Decision Making*. Island Press, Washington, D.C.
- Norse, E. A. et al. 1986. *Conserving Biological Diversity in Our National Forests*. The Wilderness Society, Washington, D.C.
- Norton, B. G. 1988. *Commodity, amenity, and morality:*

- The limits of quantification in valuing biodiversity. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 200–205. National Academy Press, Washington, D.C.
- nton, B. G. 1991. Toward Unity Among Environmentalists. Oxford University Press, New York.
- ss, R. F. 1992. Essay: Issues of scale in conservation biology. In P. L. Fiedler e S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 239–250. Chapman and Hall, New York.
- ss, R. F. e A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- nney, L. e D. R. Elam. 1994. Estimating the effective population size of conserved populations. *Conservation Biology* 8: 175–184.
- rien, S. J. e J. F. Evermann. 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 254–259.
- am, E. P. 1993. *Ecology and Our Endangered Life-Support Systems*, 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Office of Technology Assessment of the U.S. Congress (OTA). 1987. *Technologies to Maintain Biological Diversity*. OTA-F-330. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- lfield, M. L. e A. Corn, J. B. (eds.). 1991. *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*. Westview Press, Boulder, CO.
- steri, L., D. Couvet e P. H. Gouyon. 1990. The genetics of transient populations: Research at the metapopulation level. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 207–210.
- ney, P. J. S. e P. Ellis (eds.). 1991. 1990 International Zoo Yearbook, vol. 30. Zoological Society of London, London.
- son, D. M. e E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502–515.
- son, S. L. 1989. Extinction on islands: Man as a catastrophe. In M. Pearl e D. Western (eds.), *Conservation Biology for the Twenty-first Century*, pp. 50–53. Oxford University Press, Oxford.
- ians, G. H. 1993. Endangered at what level? *Ecological Applications* 3: 206–208.
- ker, C. 1992. Captives in the wild. *National Geographic* 181 (4): 122–136.
- ker, C., A. E. Pusey, H. Rowley, D. A. Gilbert, J. Martenson e S. J. O'Brien. 1991. Case study of a population bottleneck: Lions of the Ngorongoro Crater. *Conservation Biology* 5: 219–230.
- mer, M. E. 1987. A critical look at rare plant monitoring in the United States. *Biological Conservation* 39: 113–127.
- nwar, H. S. 1987. Project Tiger: The reserves, the tigers, and their future. In R. L. Tilson e U. S. Seal (eds.), *Tigers of the World: The Biology, Biopolitics, Management, and Conservation of an Endangered Species*, pp. 100–117. Noyes Publications, Park Ridge, NJ.
- rikh, J. e K. Parikh. 1991. Consumption Patterns: The Driving Force of Environmental Stress. UNCED, Geneva, Switzerland.
- Parkes, R. J., B. A. Cragg, S. J. Bale, et al. 1994. Deep bacterial biosphere in Pacific Ocean sediments. *Nature* 371: 410–413.
- Paton, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17–26.
- Patterson, A. 1990. Debt for nature swaps and the need for alternatives. *Environment* 32: 5–32.
- Paumgarten F.J.R. et al. 2000. PCDDs, PCDFs, PCBs, and other organochlorine compounds in human milk from Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research* 83: (3) 293–297.
- Pavlik, B. M., D. L. Nickrent e A. M. Howald. 1993. The recovery of an endangered plant. I. Creating a new population of *Amsinckia grandiflora*. *Conservation Biology* 7: 510–526.
- Pechmann, J. H. K., D. E. Scott, R. D. Semlitsch, et al. 1991. Declining amphibian populations: The problems of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253: 892–895.
- Pereira S.L. e A. Wajntal. A Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cuculidae, Aves) in reforested areas in Brazil: assessment by DNA fingerprinting. *Biological Conservation* 87: (1) 31–38.
- Peres, C. A. e J. W. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: An analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9: 34–46.
- Peterken, G. F. 1994. *Woodland Conservation and Management*, 2nd ed. Chapman and Hall, London.
- Peters, C. M., A. H. Gentry e R. Mendelsohn. 1989. Valuation of a tropical forest in Peruvian Amazonia. *Nature* 339: 655–656.
- Phillips, O. L. e A. H. Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954–958.
- Pianka, E. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: A review of the concepts. *American Naturalist* 100: 33–46.
- Pimm, S. L. 1991. The Balance of Nature? University of Chicago Press, Chicago.
- Pimm, S. L. 2005. *terras da Terra*. Ed. Planta 308pg.
- Pimm, S. L., H. L. Jones e J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757–785.
- Pires A.D. e Fernandez F.A.D. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demeruae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *J TROP ECOL* 15: 279–290.
- Pivello, V.R.; Shida, C.N. e Meirelles, S.T. 1999. Alien Grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8:1281–1294.
- Plotkin, M. J. 1988. The outlook for new agricultural and industrial products from the tropics. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 106–116. National Academy Press, Washington, D.C.
- Plotkin, M. J. 1993. *Tales of a Shaman's Apprentice*. Viking/Penguin, New York.
- Plucknett, D. L., N. J. H. Smith, J. T. Williams e N. M. Anisshetty. 1987. *Gene Banks and the World's Food*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Poffenberger, M. (ed.). 1990. *Keepers of the Forest*. Kumarian, West Hartford, CT.
- Pope, T.R. 1998. Genetic variation in remnant populations of the woolly spider monkey (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology* 19: (1) 95–109.
- Popper, F. J. e D. E. Popper. 1991. The reinvention of the American frontier. *Amicus Journal* (Summer): 4–7.
- Possey, D. A. 1992. Traditional knowledge, conservation, and "the rain forest harvest." In M. Plotkin e L. Famolare (eds.), *Sustainable Harvest and Marketing of Rain Forest Products*, pp. 46–50. Island Press, Washington, D.C.
- Poten, C. J. 1991. A shameful harvest: America's illegal wildlife trade. *National Geographic* 180 (9): 106–132.
- Power, T. M. 1991. Ecosystem preservation and the economy in the Greater Yellowstone area. *Conservation Biology* 5: 395–404.
- Prescott-Allen, C. e R. Prescott-Allen. 1986. *The First Resource: Wild Species in the North American Economy*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Prescott-Allen, R. e C. Prescott-Allen. 1982. *What's Wildlife Worth? Economic Contributions of Wild Plants and Animals to Developing Countries*. International Institute for Environment and Development (Earthscan), London.
- Pressey, R. L. 1994. Ad hoc reservations: Forward or backward steps in developing representative reserve systems. *Conservation Biology* 8: 662–668.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright e P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124–128.
- Primack, R. B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience* 42: 818–820.
- Primack, R. B. 1995. Dispersal, establishment and population structure: Lessons from ecological theory for rare plant reintroduction. In P. Olwell, C. Millar e D. Falk (eds.), *Ecological Restorations and Endangered Species*. Island Press, Washington, D.C. no prelo.
- Primack, R. B. e P. Hall. 1992. Biodiversity and forest change in Malaysian Borneo. *BioScience* 42: 829–837.
- Primack, R. B. e S.-L. Miao. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology* 6: 513–519.
- Queiroga, J. 2001. *Fragmentos de Cerrado em áreas agrícolas do Maranhão Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina*.
- Rabinowitz, A. 1993. *Wildlife Field Research and Conservation Training Manual*. International Wildlife Conservation Park, New York.
- Ralls, K. e J. Ballou. 1983. Extinction: Lessons from zoos. In C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde e L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*, pp. 164–184. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
- Ralls, K., J. D. Ballou e A. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2: 185–193.
- Randall, A. 1987. *Resource Economics*, 2nd ed. John Wiley, New York.
- Raup, D. M. e S. M. Stanley. 1978. *Principles of Paleontology*, 2nd ed. W. H. Freeman, San Francisco.
- Raven, P. H. e E. O. Wilson. 1992. A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science* 258: 1099–1100.
- Ray, G. C. e W. P. Gregg Jr. 1991. Establishing biosphere reserves for coastal barrier ecosystems. *BioScience* 41: 301–309.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412–422.
- Redford, K. H. e C. Padoch (eds.). 1992. *Conservation of Neotropical Rainforests: Working from Traditional Resource Use*. Columbia University Press, Irvington, NY.
- Reid, W. V. 1992. The United States needs a national biodiversity policy. *Issues and Ideas Brief*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Reid, W. V. e K. R. Miller. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Repetto, R. 1990a. Deforestation in the tropics. *Scientific American* 262: 36–42.
- Repetto, R. 1990b. Promoting Environmentally Sound Economic Progress: What the North Can Do. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Repetto, R. 1992. Accounting for environmental assets. *Scientific American* 266 (June): 94–100.
- Repetto, R. et al. 1989. *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Rhoades, R. E. 1991. World's food supply at risk. *National Geographic* 179 (April): 74–105.
- Rich, B. 1990. Multilateral development banks and tropical deforestation. In S. Head e R. Heinzman (eds.), *Lessons from the Rainforest*. Sierra Club Books, San Francisco.
- Ricklefs, R. E. 1993. *The Economy of Nature*. W. H. Freeman and Co., New York.
- Robinson, M. H. 1992. Global change, the future of biodiversity and the future of zoos. *Biotropica* (Special Issue) 24: 345–352.
- Robinson, M. H. 1992. Global change, the future of biodiversity, and the future of zoos. *Biotropica* (Special Issue) 24: 345–352.
- Rodrigues, E. 1993. *Ecologia de Fragmentos Florestais no Gradiente urbano de Londrina -PR Dissertação de mestrado USP-EESC São Carlos*
- Rodrigues, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in central Paraná. Tese de Ph.D. Harvard University
- Rohlf, D. L. 1989. *The Endangered Species Act: A Guide to Its Protections and Implementation*. Stanford Environmental Law Society, Stanford, CA.
- Rohlf, D. L. 1991. Six biological reasons why the Endangered Species Act doesn't work—and what to

- about it. *Conservation Biology* 5: 273–282.
- M. 1992. The species problem and conservation: What we protecting? *Conservation Biology* 6: 170–178.
- ton, H. III. 1985. Duties to endangered species. *BioScience* 718–726.
- ton, H. III. 1988. *Environmental Ethics: Values in and Ethics to the Natural World*. Temple University Press, Philadelphia.
- n, H. III. 1989. *Philosophy Gone Wild: Essays on Environmental Ethics*. Prometheus Books, Buffalo, NY.
- ero, L. F., G. D. Hayward e J. R. Squires. 1994. Viability analysis in biological evaluations: Concepts of population viability analysis, biological population and ecological scale. *Conservation Biology* 8: 364–368.
- er, A. 1979. *National Parks: The American Experience*. University of Nebraska Press, Lincoln.
- p. 1997a. Ecosystema São Paulo. Abastecimento de água a Região Metropolitana. São Paulo.
- p. 1997b. Programa de Conservação do Sistema Córrea. Relatório Conclusivo (tomo 3): Avaliação Ambiental. Resp/Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, São Paulo.
- er, B. 1999. Top dogs maintain diversity. *Nature* 400: 10–11.
- u, C. 1993. Bluefin tuna in the West Atlantic: Negligent management and the making of an endangered species. *Conservation Biology* 7: 229–234.
- u, R. e J. Clark. 1984. *Marine and Coastal Protected Areas: A Guide for Planners and Managers*. IUCN, Gland, Switzerland.
- asser, H., C. M. Schoneveld-Cox e R. Baker. 1987. The role of interagency cooperation in managing for viable populations. In M. E. Soulé (ed.), *Viable Populations for Conservation*, pp. 159–173. Cambridge University Press, Cambridge.
- ple, V. A. 1994. *Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management*. Island Press, Washington, D.C.
- dge, J. A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology* 68: 660–668.
- z, J. A. e S. Stuart. 1988. Biological diversity and tropical forests. *Environmental Conservation* 15: 193–194.
- z, J. A. e T. C. Whitmore. 1991. Tropical moist forests: Destruction and species extinction. *Biological Conservation* 5: 199–213.
- mske, D. W., B. C. Husband, M. H. Ruckelshaus, et al. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584–606.
- newald-Cox, C. M. 1983. Conclusions: Guidelines to management: A beginning attempt. In C. M. Schoneveld-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde e L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*, pp. 414–445. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
- newald-Cox, C. M. e M. Buechner. 1992. Park protection and public roads. In P. L. Fiedler e S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management*, pp. 373–396. Chapman and Hall, New York.
- Schultes, R. E. e R. F. Raffauf. 1990. *The Healing Forest: Medicinal and Toxic Plants of the Northwest Amazonia*. Dioscorides Press, Portland.
- Schulze, E. D. e H. A. Mooney (eds.). 1993. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin and New York.
- Scott, J. M., B. Csuti e F. Davis. 1991. Gap analysis: An application of Geographic Information Systems for wildlife species. In D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith e D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 167–179. Westview Press, Boulder, CO.
- Scott, J. M., B. Csuti e F. Davis. 1991. Gap analysis: An application of Geographic Information Systems for wildlife species. In D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith e D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 167–179. Westview Press, Boulder, CO.
- Scott, M. E. 1988. The impact of infection and disease on animal populations: Implications for conservation biology. *Conservation Biology* 2: 40–56.
- Seal, U. S. 1988. Intensive technology in the care of ex situ populations of vanishing species. In E. O. Wilson e F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 289–295. National Academy Press, Washington, D.C.
- Sepkoski, J. J. Jr. e D. M. Raup. 1986. Periodicity in marine extinction events. In D. K. Elliott (ed.), *Dynamics of Extinction*, pp. 3–36. John Wiley, New York.
- Sessions, G. 1987. The deep ecology movement: A review. *Environmental Review* 11: 105–125.
- Sexton, W. T., R. C. Szaro, N. C. Johnson e A. J. Malik (eds.). 1999. *Ecological Stewardship: A Common Reference for Ecosystem Management*. 3 vols. Elsevier Science Ltd., New York.
- Shafer, C. L. 1990. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Shafer, C. L. 1997. Terrestrial nature reserve design at the urban/rural interface. In M. W. Schwartz (ed.), *Conservation in Highly Fragmented Landscapes* pp. 345–378. Chapman and Hall, New York.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.
- Shaffer, M. L. 1991. Population viability analysis. In D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith e D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 107–118. Westview Press, Boulder, CO.
- Shaw, W. W. e W. R. Mangun. 1984. Nonconsumptive use of wildlife in the United States. Resource Publication 154. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Shulman, S. 1986. Seeds of controversy. *BioScience* 36: 647–651.
- Silva, J. M. C. e Dinoutti, A. 2001. Análise de Representatividade das Unidades de Conservação Federais de uso indireto na Floresta Atlântica e Campos Sulinos. http://www.conservation.org.br/ma/rp_uc.htm
- Simberloff, D. S. 1986. Are we on the verge of a mass extinction in tropical rainforests? In D. K. Elliott (ed.), *Dynamics of Extinction*, pp. 165–180. John Wiley & Sons, New York.
- Simberloff, D. S. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 473–511.
- Simberloff, D. S. e L. G. Abele. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285–286.
- Simberloff, D. S. e L. G. Abele. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: Effects of fragmentation. *American Naturalist* 120: 41–50.
- Simberloff, D. S. e N. Gotelli. 1984. Effects of insularization on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation* 29: 27–46.
- Siqueira, M. F. 1994. Análise florística e ordenação de espécies arbóreas de Mata Atlântica através de dados binários. Dissertação de Mestrado UNICAMP.
- Skole, D. L., W. H. Chomentowski, W. A. Salas e A. D. Nobre. 1994. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *BioScience* 44: 314–322.
- Smith, F. D. M., R. M. May, R. Pellew, T. H. Johnson e K. R. Walter. 1993. How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology and Evolution* 8: 375–378.
- Smith, J. B. e D. A. Tirpak (eds.). 1988. *The Potential Effects of Global Climate Changes on the United States*, vol. 2. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Society for Ecological Restoration. 1991. Program and abstracts, 3rd Annual Conference, Orlando, FL, 18–23 May 1991.
- Society for Ecological Restoration. 1991. Program and abstracts, 3rd Annual Conference, Orlando, FL, 18–23 May 1991.
- Soulé, M. (ed.). 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Soulé, M. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35: 727–734.
- Soulé, M. 1990. The onslaught of alien species and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4: 233–239.
- Soulé, M. e D. Simberloff. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19–40.
- Sparrow, H. R., T. D. Sisk, P. R. Ehrlich e D. D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies. *Conservation Biology* 8: 800–809.
- Species Survival Commission. 1990. *Membership Directory*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Spellerberg, I. F. 1994. *Evaluation and Assessment for Conservation: Ecological Guidelines for Determining Priorities for Nature Conservation*. Chapman and Hall, London.
- St. John, H. 1973. List and Summary of the Flowering Plants in the Hawaiian Islands. Pacific Tropical Botanical Garden Memoir no. 1. Cathay Press, Hong Kong.
- Stacey, P. B. e M. Taper. 1992. Environmental variation and the persistence of small populations. *Ecological Applications* 2: 18–29.
- Standley, L. A. 1992. Taxonomic issues in rare species protection. *Rhodora* 94: 218–242.
- Stanley, T. R. 1995. Ecosystem management and the arrogance of humanism. *Conservation Biology* 9: 255–262.
- Stehli, F. G. e J. W. Wells. 1971. Diversity and age patterns in hermatypic corals. *Systematic Zoology* 20: 115–125.
- Stevens, T. P. 1988. California State Mussel Watch Marine Water Quality Monitoring Program 1986–87. California State Water Resource Control Board, Sacramento.
- Stolzenburg, W. 1992. The mussels' message. *Nature Conservancy* 42: 16–23.
- Strier, K. B. 1999. Predicting primate responses to "stochastic" demographic events. *Primates* 40: (1) 131–142.
- Stuart, S. N. 1987. Why we need Action Plans. Species: Newsletter 8 of the IUCN Species Survival Commission, February, 1987. Gland, Switzerland.
- Swanson, F. J. e R. E. Sparks. 1990. Long-term ecological research and the invisible place. *BioScience* 40: 502–508.
- Tabanez, A. A. J., Viana, V. M., Dias, A. da S. 1997. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 47–60.
- Temple, S. A. 1990. The nasty necessity: Eradicating exotics. *Conservation Biology* 4: 113–115.
- Temple, S. A. 1991. Conservation biology: New goals and new partners for managers of biological resources. In D. J. Decker et al. (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 45–54. Westview Press, Boulder, CO.
- Templeton, A. R. 1986. Coadaptation and outbreeding depression. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 105–116. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: The problem of extinction prone species. *BioScience* 24: 715–722.
- Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. *Science* 193: 1029–1030.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* (Special Issue) 24: 283–292.
- Terborgh, J. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, D.C.
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rainforest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3: 128–137.
- Thiollay, J. M. 1992. Influence of selective logging on

- bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47–63.
- Thomas, C. D. 1990. What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes? *Conservation Biology* 4: 324–327.
- Horne, E. T. e E. S. Williams. 1988. Disease and endangered species: The black-footed ferret as a recent example. *Conservation Biology* 2: 66–74.
- Hornhill, N. W. (ed.). 1993. *The Natural History of Inbreeding and Outbreeding*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Horsell, J. e J. Sawyer. 1992. *World Heritage: The First Twenty Years*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Ilman, D. e J. A. Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363–365.
- Iledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo*. Conacyt, México City.
- Unnicliffe, V. 1992. Hydrothermal-vent communities of the deep sea. *American Scientist* 80: 336–349.
- S. Congress. 1973. Sec. 2(a) in *Endangered Species Act* 87 STAT. 884 (Public Law 93-205).
- UNEP/World Bank. 1994. *Global Environment Facility: Independent Evaluation of the Pilot Phase*. The World Bank, Washington, D.C.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization). 1985. *Action plan for biosphere reserves*. *Environmental Conservation* 12: 17–27.
- Union of Concerned Scientists. 1999. *Global Warming: Early Warning Signs*. Union of Concerned Scientists, Cambridge, MA.
- United Nations. 1993a. *Agenda 21: Rio Declaration and Forest Principles*. Post-Rio Edition. United Nations Publications, New York.
- United Nations. 1993b. *The Global Partnership for Environment and Development*. United Nations Publications, New York.
- Urban, D. L., R. V. O'Neill e H. H. Shugart Jr. 1987. Landscape ecology. *BioScience* 37: 119–127.
- Visher, M. B. 1975. *Biological Management and Conservation: Ecological Theory, Application, and Planning*. Chapman and Hall, London.
- Vane-Wright, R. L., C. R. Smith e I. J. Kitching. 1994. A scientific basis for establishing networks of protected areas. In P. L. Forey, C. J. Humphries e R. I. Vane-Wright (eds.), *Systematics and Conservation Evaluation*. Oxford University Press, New York.
- Casey, E. A. e Martins, P. S. 1991. Variability in seed dormancy and germination potential in *Desmodium* DESV (LEGUMINOSAE). *Revista Brasileira de Genética* 14: (2) 527–545.
- Edder, A. 1989. In the hall of the mountain king. *Animal Kingdom* 92: 31–43.
- Feloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Fenticinque, E. e H.G.Fowler. no prelo. Fragmentos florestais e coexistência de populações de *Anelosimus eximius* (ARANAE: THERIDIIDAE) (Simon 1891) sob o enfoque de um modelo espacial de metapopulações.
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75: 1861–1876.
- Vogel, J. H. 1994. *Genes for Sale: Privatization as a Conservation Policy*. Oxford University Press, New York.
- Ward, G. C. 1992. India's wildlife dilemma. *National Geographic* 181: 2–29.
- Waser, N. M. e M. V. Price. 1989. Optimal outcrossing in *Ipomopsis aggregata*. Seed set and offspring fitness. *Evolution* 43: 1097–1109.
- WCED (World Commission on Environment and Development). 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford.
- Welch, E. B. e G. D. Cooke. 1990. Lakes. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin e J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 109–129. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wells, M. e K. Brandon. 1992. *People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities*. The World Bank/WWF/USAID, Washington, D.C.
- Western, D. 1989. Conservation without parks: Wildlife in the rural landscape. In D. Western e M. Pearl (eds.), *Conservation for the Twenty-first Century*, pp. 158–165. Oxford University Press, New York.
- Western, D. e J. Ssemakula. 1981. The future of the savannah ecosystem: Ecological islands or faunal enclaves? *African Journal of Ecology* 19: 7–19.
- Western, D. e W. Henry. 1979. Economics and conservation in Third World national parks. *BioScience* 29: 414–418.
- Western, D., R. M. Wright e S. C. Strum (eds.). 1994. *Natural Connections: Perspectives in Community-Based Conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- White, P. S. 1996. Spatial and biological scales in reintroduction. In D. A. Falk, C. I. Millar e M. Olwell (eds.), *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington, D.C.
- White, P. S. 1996. Spatial and biological scales in reintroduction. In D. A. Falk, C. I. Millar e M. Olwell (eds.), *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington, D.C.
- Whitmore, T. C. 1990. *An Introduction to Tropical Rain Forests*. Clarendon Press, Oxford.
- Whitten, A. J. 1987. Indonesia's transmigration program and its role in the loss of tropical rain forests. *Conservation Biology* 1: 239–246.
- Whitten, A. J., K. D. Bishop, S. V. Nash e L. Clayton. 1987. One or more extinctions from Sulawesi, Indonesia? *Conservation Biology* 1: 42–48.
- Wijnstekers, W. 1992. *The Evolution of CITES*. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland.
- Wilcove, D. S. e R. M. May. 1986. National park boundaries and ecological realities. *Nature* 324: 206–207.
- Wilcove, D. S., C. H. McLellan e A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 237–256. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Wilkes, G. 1991. *In situ conservation of agricultural systems*. In M. L. Oldfield e J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecological Development*, pp. 86–101. Westview Press, Boulder, CO.
- Wilkie, D. S., J. G. Sidle e G. C. Boundzanga. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in the Congo. *Conservation Biology* 5: 570–580.
- Willers, B. 1994. Sustainable development: A New World deception. *Conservation Biology* 8: 1146–1148.
- Williams, J. D. e R. M. Nowak. 1993. Vanishing species in our own backyard: Extinct fish and wildlife of the United States and Canada. In L. Kaufman e K. Mallory (eds.), *The Last Extinction*, pp. 107–140. MIT Press, Cambridge, MA.
- Willis, E. O. e Oniki, Y. 1981. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 41(1): 121–135.
- Willis, E. O. e Oniki, Y. 1987. Invasion of deforested regions of São Paulo state by the picazuro pigeon, *Columba picazuro* Temminck, 1813. *Revista Brasileira de Biologia* 47(1): 96–114.
- Wilson, E. O. 1984. *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wilson, E. O. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American* 261: 108–116.
- Wilson, E. O. 1991. Rain forest canopy: The high frontier. *National Geographic* 180: 78–107.
- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wong, M. 1985. Understorey birds as indicators of regeneration in a patch of selectively logged west Malaysian rainforest. In J. W. Diamond e T. E. Lovejoy (eds.), *Conservation of Tropical Forest Birds*, pp. 249–263. Technical Publication no. 4. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- World Resources Institute (WRI). 1992. *World Resources 1992–93*. Oxford University Press, New York.
- World Resources Institute (WRI). 1994. *World Resources 1994–1995: A Guide to the Global Environment*. Oxford University Press, New York. See also other years.
- World Wide Fund for Nature. 1989. *The Importance of Biological Diversity*. WWF, Gland, Switzerland.
- World Wide Fund for Nature. 2000. *Áreas Protegidas ou Espaços Ameaçados: O Grau de Implementação e a vulnerabilidade das Unidades de Conservação Federais Brasileiras de Uso Indireto*.
- WRI/IIED (World Resources Institute/International Institute for Environment and Development). 1986. *World Resources 1986*. Basic Books, New York.
- WRI/UNEP/UNDP. 1992. *World Resources 1992–93*. Oxford University Press, New York.
- WRI/UNEP/UNDP. 1994. *World Resources 1994–95*. Oxford University Press, New York.
- Wright, R. G., J. G. MacCracken e J. Hall. 1994. An ecological evaluation of proposed new conservation areas in Idaho: Evaluating proposed Idaho national parks. *Conservation Biology* 8: 207–216.
- Wright, S. 1931. Evolution in Mendelian populations. *Genetics* 16: 97–159.
- Yahner, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2: 333–339.
- Yoakum, J. e W. P. Dasmann. 1971. *Habitat manipulation practices*. In R. H. Giles (ed.), *Wildlife Management Techniques*, pp. 173–231. The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Young, T. P. 1994. Natural die-offs of large mammals: Implications for conservation. *Conservation Biology* 8: 410–418.
- Zavatti L.M.S. e Abakerli R.B. 1999. Pesticide residues in tomato fruits Pesquisa Agropecuária Brasileira 34: (3) 473–480
- Zonneveld, I. S. e R. T. Forman (eds.). 1990. *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New York.

ESTA OBRA FOI COMPOSTA PELA VISUALITÁ E
MARCELO MANDUCA EM GARAMOND E IMPRESSA PELA PROL EM CTP
SOBRE PAPEL COUCHE MAGNO FOSCO PLANA 90G PARA
A EDITORA PLANTA EM ABRIL DE 2007



RICHARD B. PRIMACK é professor do Departamento de Biologia da Universidade de Boston. Ele é bacharel pela Universidade de Harvard (1972), e doutor pela Universidade de Duke (1976). Foi bolsista de Pós Doutorado na Universidade de Canterbury e Harvard. Ele é autor do livro texto *Essentials of Conservation Biology* (primeira edição em 1993, segunda em 1998 e terceira em 2002) e redigiu também livros texto de Biologia da Conservação na China, Alemanha, Japão, Indonésia, Vietnã e Coreia, em conjunto com autores locais.

Seus outros livros incluem *A Field Guide to Poisonous Plants and Mushrooms of North America* (com Charles K. Levy); *A Forester's Guide to the Moraceae of Sarawak: Ecology, Conservation and Management of Southeast Asian Rainforests* (editado com Thomas Lovejoy), e *Timber, Tourists and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala and Mexico* (editado com David Bray, Hugo Galetti e I-mael Ponciano).

Seus principais interesses de pesquisa são a conservação e restauração de espécies vegetais raras; a ecologia, conservação e manejo de florestas tropicais do Sudoeste Asiático e América Central e a História Natural das Orquídeas.

A Terra está passando pelo sétimo evento de mega-extinção de sua história.

Desta vez, ao invés de ser causado por agentes externos, como meteoros e alterações do clima, esta mega-extinção está sendo causada por uma única espécie, a espécie humana. Este livro trata de estratégias para atenuar esta mega-extinção.

Você pode até achar que o tema interessa só para Biólogos, mas não é o caso.

Conservar espécies não é só trabalho para Biólogos: inúmeros profissionais estão envolvidos nesta mega-tarefa. Inúmeras também são as áreas envolvidas em conservação, e por isso este livro não se limita a citar trabalhos acadêmicos. Além deles, nós utilizamos jornais e revistas, internet e visitas a vários locais, estas especialmente prazerosas, para compor o "Biologia da Conservação".

Pretendemos, em primeiro lugar, nos opor ao tom de pessimismo generalizado que a mídia usa para tratar as questões ambientais. O Brasil possui várias iniciativas ambientais que precisam ser conhecidas. Este livro ilustra a teoria necessária para atuar em Biologia da Conservação, através de iniciativas brasileiras bem sucedidas.

No entanto, a experiência de países com mais tradição e recursos em conservação não deve ser desprezada. No interior deste livro você vai encontrar um contraponto entre o que já fazemos, e o que ainda podemos fazer. A associação entre um autor brasileiro e um americano cooperou neste sentido.

Estamos oferecendo teoria em português, fartamente ilustrada com exemplos brasileiros, para graduandos de Biologia, Agronomia, Engenharia Ambiental, Engenharia Florestal, Ecologia, Geografia e outros cursos afins, assim como Engenheiros de várias áreas, Geólogos e Arquitetos que lidam com meio ambiente no seu dia-a-dia, e que por isso precisam conhecer os fundamentos da Biologia da Conservação.

ISBN 85-902002-1-3



9 788590 200215

www.editoraplanta.com.br