



Редкие и исчезающие животные России

[English](#)

[О проекте](#)

[Новости](#)

[Классификация
животных](#)

[Голоса
животных](#)

[Библиотека](#)

[Видео сюжеты](#)

[Поиск](#)

[Ссылки](#)

[Подпишись
на новости!](#)

[Вебмастеру!](#)

[Форум](#)

[Гостевая
книга](#)



**Проект Экологического центра МГУ им М.В. Ломоносова
к 250-летию Московского Университета**

В соответствии с российским и международным авторским правом запрещается перемещение на данном сайте материалов, а также их использование без цитирования источника. Запрещается использование данных материалов в издательской или коммерческой деятельности без согласования с Экоцентром МГУ (095)-932-89-82.



Р. Примак

ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ БИОРАЗНООБРАЗИЯ



Основы сохранения биоразнообразия



ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ БИОРАЗНООБРАЗИЯ



СОХРАНЕНИЕ И ВОССТАНОВЛЕНИЕ
БИОРАЗНООБРАЗИЯ



ГЕОГРАФИЯ И МОНИТОРИНГ
БИОРАЗНООБРАЗИЯ



СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ
И ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ
БИОРАЗНООБРАЗИЯ

ГЭФ
МГУ

УДК 504
ББК 28.088

Серия учебных пособий «Сохранение биоразнообразия».

Научный руководитель серии Н.С. Касимов.

Р. Примак. Основы сохранения биоразнообразия / Пер. с англ.
О.С. Якименко, О.А. Зиновьевой. М.: Издательство Научного и
учебно-методического центра, 2002. 256 с.

Редакционная коллегия книги:

А.В. Смурров и Л.П. Корзун

Рецензенты книги:

В.Н. Максимов, А.М. Гиляров

Рекомендовано Советами по экологии и биологии учебно-методического объединения по классическому университетскому образованию в качестве учебного пособия для студентов высших учебных заведений, обучающихся по экологическим и биологическим направлениям и специальностям, а также для системы дополнительного образования

Автор книги

Р. Примак

Перевод с английского

О.С. Якименко, О.А. Зиновьевой

**Серия учебных пособий издана при поддержке
Глобального Экологического Фонда**

Данное издание было переведено и тиражировано по лицензионному соглашению Экоцентра МГУ им. М.В. Ломоносова с корпорацией Sinauer Associates Inc. штата Массачусетс

ISBN 5-89414-025-0

© Перевод на русский язык Экоцентр МГУ, 2002
© Sinauer Associates, 2002

**Глобальный Экологический Фонд
Проект «Сохранение биоразнообразия»
Экоцентр МГУ им. М.В. Ломоносова**

Серия учебных пособий «Сохранение биоразнообразия»

Ричард Б. Примак

**ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ
БИОРАЗНООБРАЗИЯ**

Перевод с английского

Под общей редакцией

А.В. Смуррова и Л.П. Корзуна

**Издательство НУМЦ
Москва 2002**

A Primer of Conservation Biology
Основы сохранения биоразнообразия

A Primer of Conservation Biology,
Second edition
by Richard B. Primack

*Эта книга посвящена тем, кто преподает биологические основы
сохранения живой природы, экологии, науки об окружающей среде
и чьи усилия вдохновят будущие поколения к отысканию
правильного баланса между сохранением биологического
разнообразия и удовлетворением потребностей человека*

Sinauer Associates

ПРЕДИСЛОВИЕ

Понятие “биоразнообразие” вошло в широкий научный обиход в 1972 году на Стокгольмской конференции ООН по окружающей среде, где экологи сумели убедить политических лидеров стран мирового сообщества в том, что охрана живой природы должна стать приоритетной при осуществлении любой деятельности человека на Земле. Через двадцать лет, в 1992, году в Рио-де-Жанейро во время Конференции ООН по окружающей среде и развитию была принята Конвенция о биологическом разнообразии, которую подписали более 180 стран, в том числе и Россия. Активная реализация Конвенции о биоразнообразии в России началась после ее ратификации Государственной Думой в 1995 году. На федеральном уровне был принят целый ряд природоохранительных законов, а в 1996 году Указом Президента РФ утверждена “Концепция перехода Российской Федерации к устойчивому развитию”, в которой в качестве одного из важнейших направлений развития России рассматривается сохранение биоразнообразия. Россия, как и другие страны, подписавшие и ратифицировавшие Конвенцию о биологическом разнообразии, действует не в одиночку. Проект Глобального экологического фонда (ГЭФ) по сохранению биоразнообразия России, финансируемый Международным банком реконструкции и развития, стартовал в декабре 1996 года. С тех пор разработана и в 2001 году принята Национальная стратегия сохранения биоразнообразия России, разрабатываются механизмы сохранения биоразнообразия, осуществляется поддержка национальных парков и заповедников, реализуются мероприятия по сохранению биоразнообразия и улучшению экологической обстановки в различных регионах. Проект ГЭФ и Национальная стратегия, наряду с другими проектами по сохранению биоразнообразия, в качестве приоритетных направлений предусматривают разработку и реализацию образовательных программ.

Настоящая серия учебных пособий и справочных материалов призвана хотя бы в некоторой мере заполнить тот вакуум, который существует в России. Казалось бы, что проблема сохранения биоразнообразия, обсуждаемая на самых разных уровнях, уже давно должна была найти отражение в учебных планах, образовательных стандартах, по крайней мере, экологических специальностей. Однако, как показал тщательный анализ Государственных

образовательных стандартов, разделы, связанные с изучением феномена биоразнообразия, методами его оценки, значимости сохранения биоразнообразия для устойчивого развития и т. д., в явном виде не включены ни в один из них. Практически отсутствуют и учебные пособия по этой тематике.

Авторы, редакторы и другие участники проекта по созданию серии учебников, учебных пособий и справочных материалов для студентов вузов и работников системы особо охраняемых территорий России искренне надеются, что предлагаемые читателю материалы помогут ориентироваться в сложнейшей и многообразнейшей проблеме биоразнообразия. Список учебных материалов данной серии открывается переводом на русский язык наиболее популярного за рубежом учебника Р. Примака “Основы сохранения биоразнообразия”. Для удобства читателя остальные материалы объединены в три книги: “Сохранение и восстановление биоразнообразия”, “География и мониторинг биоразнообразия” и “Социально-экономические и правовые основы сохранения биоразнообразия”. Каждая книга снабжена собственным предисловием редакторов и гlosсарием. Серия учебных материалов помимо книг содержит два лазерных диска и буклеты.

Участники проекта отдают себе отчет в том, что лишенных недостатков учебников и учебных пособий, особенно в первом издании, не бывает, поэтому будут искренне признательны за все замечания и предложения, которые позволят улучшить их структуру и содержание.

Научный руководитель проекта,
член-корр. РАН Н.С. Касимов

Директор Экоцентра МГУ,
член-корр. РЭА А.В. Смуров

ПРЕДИСЛОВИЕ РЕДАКТОРОВ К РУССКОМУ ИЗДАНИЮ

В наши дни многочисленная специальная и научно-популярная литература, посвященная природоохранной тематике, нашла свое постоянное и достойное место на полках библиотек и книжных магазинов. Несмотря на это отрадное явление, потребность в такого рода литературе, особенно учебной, еще далека не удовлетворена и, вероятно, полного насыщения здесь ждать, и не приходится. Прежде всего это обстоятельство связано с многогранностью современной проблемы сохранения живой природы и, соответственно, с проблемой сохранения биоразнообразия на нашей планете. На этом драматическом перекрестке современности пересеклись предметные области самых разных наук – биологических, социальных, экономических, психологических, юридических и пр., здесь же пересекаются различные формы и цели практической активности людей. Стремление к органичной интеграции всех этих аспектов нашло одно из своих проявлений в новой формирующейся науке, которая в англоязычной литературе носит название “*Conservation Biology*”. Если переводить это словосочетание на русский язык дословно, то предлагаемый вниманию русскоязычного читателя специально подготовленный автором для настоящего издания несколько сокращенный вариант книги “*A Primer of Conservation Biology*” следовало бы назвать “Азбука биологии сохранения”, а специалистов в этой области – “биологами сохранения”. Однако для российского читателя словосочетание “биология сохранения” звучит непривычно и требует, по крайней мере, пояснений. Если опираться на содержание этой книги, то ее название могло бы быть переведено как “Биологические основы сохранения живой природы” или “Азбука биологии сохранения живой природы”. Мы, учитывая содержание книги и общую направленность серии учебных пособий, в которую она органично входит, остановились на названии “Основы сохранения биоразнообразия”. Учебное пособие Р. Примака написано в форме доступного для широкого круга читателей краткого конспекта, в котором затронуты практически все аспекты обсуждаемой проблемы. Книга особенно ценна тем, что ее автор – профессиональный биолог – специалист по орхидеям приводит многочисленные, в том числе и малоизвестные для

широкого читателя примеры из практики сохранения биоразнообразия. Это относится, прежде всего, к природоохранным проблемам в тропическом регионе земного шара, что особенно важно для современного экологического и природоохранного образования, поскольку обсуждаемая проблема имеет в конечном итоге общепланетарный характер.

К сожалению, подготовка русского издания шла в условиях крайнего дефицита времени, который не оставил возможности для уточнения и согласования с автором неоднозначных терминов и положений. Отечественный читатель, вероятно, найдет некоторые из последних спорными или излишне упрощенно изложенными. Безусловно, мы с благодарностью примем все критические замечания и советы и учтем их при подготовке более совершенного издания.

А.В. Смуров и Л.П. Корзун

ПРЕДИСЛОВИЕ АВТОРА К РУССКОМУ ИЗДАНИЮ

Биология сохранения живой природы возникла как новая комплексная научная дисциплина в связи с тем, что биологи продолжают наблюдать, как деятельность человека ставит под угрозу исчезновения изучаемые ими виды и местообитания. Биология сохранения живой природы включает в себя элементы экологии, таксономии, генетики, экологии дикой природы и популяционной биологии и разрабатывает подходы для охраны и управления миром природы. Реализация природоохранных проектов, как правило, связана с получением базовых данных о видах и местообитаниях, то есть с получением документальных свидетельств о степени грозящих видам и местообитаниям опасностей. Однако биологи, занимающиеся сохранением природы, не ограничиваются одним лишь изучением видов и мест обитаний, они обязательно включают в общий проект активные природоохранные действия. Составной частью таких исследований становятся социальные, экономические, политические и этические аспекты сохранения видов и местообитаний, специалисты в области биологии сохранения планируют и совместные действия с правительственные органами. Если причина, по которой виды оказались в опасности, заключается в политике, поддерживающей определенный тип развития региона, то специалисты по биологии сохранения полагают, что в их компетенции дать квалифицированный совет всем заинтересованным в дискуссии сторонам и даже быть на переднем крае планов и действий, которые могут примирить нужды социального и экономического развития с необходимостью сохранения природных систем.

Моя книга “Основы биологии сохранения” (*Essentials of Conservation Biology*), впервые опубликованная в 1993 году, была первым учебником, всесторонне освещавшим эту новую научную дисциплину. При создании этой книги моей целью было написать ее таким образом, чтобы ее могли читать как биологи, так и люди далекие от биологии. В 1995 году я переработал и сократил книгу, чтобы издать “Азбуку биологии сохранения” (*The Primer of Conservation Biology*), которая освещала наиболее важные моменты этого научного направления. Будучи более привлекательной для широкого круга читателей, чем стандартный учебник, “Азбука”

предназначалась для изучения студентами в дополнение к основным курсам и для чтения научно-популярных курсов. В течение семи прошедших лет я прилагал усилия, чтобы привлечь внимание к биологии сохранения у более широкой, международной аудитории и привлекал соавторов из других стран для издания учебника по сохранению живой природы для не англоязычных читателей. Я понял, что наилучшим способом сделать материал доступным – это просить соавторов включить данные по изучению местных видов, законы и традиции их регионов. За последние семь лет такие издания были опубликованы в Германии, Индонезии, Японии, Китае, Вьетнаме, Испании, Латинской Америке, Бразилии, Португалии, Корее, Венгрии и Чехии. Готовятся к выходу из печати издания на арабском языке, французском, итальянском, греческом, тайском, малагасийском (Мадагаскар) и монгольском языках. Два издания на английском языке для читателей Африки и Южной Азии также готовятся к печати.

Я с радостью согласился с предложением моих российских коллег о переводе и издании моей книги в России. По моему мнению, в связи с происходящими переменами, в России назрела насущная необходимость издания такого учебника. Россия сейчас прилагает усилия для перехода от коммунистической экономики и коммунистического правления к более открытому обществу и свободной рыночной экономике, и это одновременно таит в себе и опасность, и большие возможности. Опасность заключается в том, что в погоне за модернизацией экономики большая часть природы и природных красот, таких важных для русской культуры, будут потеряны. Но это также и возможность для российской общественности и ученых защитить и восстановить сохранившиеся элементы природы. Создаваемые национальные парки и природные заповедники помогут оживить российское общество. Эти территории могут стать важными центрами растущей индустрии международного туризма, обеспечивая развитие экономической базы для охраны природы.

Я был очень рад представившейся мне возможности поработать в этом проекте поддержанном Глобальным экологическим фондом вместе с сотрудниками Московского Государственного университета им. М.В. Ломоносова доц. А.В. Смуровым, профессором Л.П. Корзуном, к.б.н. О.С. Якименко и сотрудником Центра в России Государственного университета штата Нью-Йорк

О.А. Зиновьевой. Я бы также хотел выразить свою признательность Экоцентру МГУ за предложение опубликовать и распространить эту книгу.

Ричард Примак
Профессор биологии
Университет Бостона

СОДЕРЖАНИЕ .

В учебное пособие

ПРЕДИСЛОВИЕ	4
ПРЕДИСЛОВИЕ РЕДАКТОРОВ К РУССКОМУ ИЗДАНИЮ	5
ПРЕДИСЛОВИЕ АВТОРА К РУССКОМУ ИЗДАНИЮ	6
<u>Глава 1.</u> Биология сохранения живой природы и биологическое разнообразие	9
1.1. Почему необходима биология сохранения живой природы?	9
1.2. Философские предпосылки биологии сохранения живой природы	11
1.3. Что такое биологическое разнообразие?	12
1.4. Видовое разнообразие	13
1.5. Генетическое разнообразие	13
1.6. Разнообразие сообществ и экосистем	14
1.7. Ключевые виды и ресурсы.	15
1.8. Измерение биологического разнообразия	16
1.9. Какое где биологическое разнообразие?	17
1.10. Сколько всего видов существует в мире?	18
1.11. Вымирание видов и экономика: утрата ценностей	20
1.12. Типы вымирания	21
1.13. Экологическая экономика	21
1.14. Ресурсы общественной собственности	22
1.15. Прямые экономические ценности	23
1.16. Потребительская ценность	23
1.17. Рыночная ценность	23
1.18. Косвенная экономическая ценность	24
1.19. Непотребительская ценность	24
1.20. Продуктивность экосистем	25
1.21. Регулирование климата	26
1.22. Образовательная и научная ценность	28

1.23. Индикаторы состояния окружающей среды	28
1.24. Опционная ценность	28
1.25. Ценность существования	30
1.26. Этика и окружающая среда	31
1.27. Глубинная экология	33
Рекомендуемая литература	34
<u>Глава 2.</u> Угрозы биологическому разнообразию	34
2.1. Темпы исчезновения	34
2.2. Исчезновение видов, вызванное человеком	35
2.3. Темпы исчезновения в воде и на суше	36
2.4. Темпы исчезновения на островах	37
2.5. Биогеография островов и современные темпы вымирания	38
2.6. Причины вымирания	40
2.7. Разрушение мест обитания	41
2.8. Фрагментация мест обитания	44
2.9. Краевой эффект	46
2.10. Деградация и загрязнение мест обитания	47
2.11. Загрязнение пестицидами	48
2.12. Загрязнение вод	48
2.13. Загрязнение воздуха	49
2.14. Глобальное изменение климата	50
2.15. Чрезмерная истощительная эксплуатация ресурсов	52
2.16. Инвазивные виды	55
2.17. Болезни	58
2.18. Подверженность к вымиранию	59
Рекомендуемая литература	61
<u>Глава 3.</u> Сохранение на видовом и популяционном уровнях	62
3.1. Сохранение видов путем сохранения популяций	62
3.2. Маленькие популяции особенно уязвимы	63
3.3. Проблемы малых популяций	64
3.4. Потеря генетического разнообразия	64
3.5. Эффективный размер популяции	66
3.6. Демографическое варьирование	68
3.7. Изменения в окружающей среде и катастрофы	69
3.8. Водовороты вымирания	69
3.9. Естественная история и экология	70
3.10. Сбор экологической информации	71
3.11. Мониторинг популяций	71
3.12. Анализ популяционной жизнеспособности	73
3.13. Метапопуляция	74

3.14. Замечания, связанные с возможностью успешной реализации программ	77
3.15. Социальное поведение выпущенных животных	79
3.16. Образование новых популяций растений	80
3.17. Новые популяции и закон	81
3.18. Стратегии сохранения <i>ex situ</i>	81
3.19. Зоопарки	83
3.20. Аквариумы	84
3.21. Ботанические сады и дендрарии	85
3.22. Банки семян	86
3.23. Категории сохранения видов	88
3.24. Законодательная защита видов	90
3.25. Национальные законодательства	90
3.26. Международные соглашения	93
Рекомендуемая литература	94

Глава 4. Сохранение на уровне сообщества	94
4.1. Охраняемые территории	94
4.2. Существующие охраняемые территории	96
4.3. Определение приоритетов для охраны	96
4.4. Международные соглашения	98
4.5. Проектирование охраняемых территорий	100
4.6. Размер заповедника	101
4.7. Минимизация краевого эффекта и фрагментации	102
4.8. Коридоры в среде обитания	102
4.9. Управление охраняемыми территориями	103
4.10. Управление средой обитания	104
4.11. Управление парками и люди	105
4.12. Прилегающие неохраняемые территории	106
4.13. Экология восстановления	108
4.14. Городские территории	109
4.15. Сохранение природы и устойчивое развитие	110
4.16. Национальные законодательства	111
4.17. Планы на будущее	111
4.18. Роль специалистов по биологии сохранения	111
Рекомендуемая литература	113
ГЛОССАРИЙ	114
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	123

Глава 1. Биология сохранения живой природы и биологическое разнообразие

[Обратно в содержание](#)

На всем земном шаре биологические сообщества, которые формировались миллионы лет, сейчас подвергаются разрушению человеком. Длинен список трансформаций, которые деятельность человека вносит в природные системы. В результате экстенсивной охоты, разрушения мест обитания, искусственной интродукции хищников и новых конкурентов быстро исчезает огромное количество видов, доходя до стадии вымирания [Neuwood, 1995; Lawton, May, 1995]. Из-за сведения естественной растительности и распашки земель нарушаются природные гидрологические и химические циклы, что приводит к эрозии и ежегодному смыву в реки, озера и океаны миллиардов тонн почвы. Снижается генетическое разнообразие, даже среди видов, образующих относительно здоровые в других отношениях популяции. Из-за загрязнения атмосферы и уничтожения лесов изменяется даже сам климат нашей планеты. В настоящее время угрозы биологическому разнообразию беспрецедентны: никогда раньше в истории жизни за такой короткий период времени такое количество видов не оказывалось под угрозой вымирания. Угрозы биоразнообразию усиливаются из-за возрастающих потребностей быстро увеличивающейся численности народонаселения. Эта драматическая ситуация усугубляется неравномерным распределением благосостояния в мире, при котором ужасающая нищета сохраняется во многих тропических странах, обладающих наибольшим разнообразием видов. Более того, многие угрозы биологическому разнообразию синергичны, поскольку некоторые независимые факторы, такие как кислые дожди, вырубка лесов и чрезмерная охота, комбинируясь, ухудшают ситуацию в экспоненциальной зависимости. То, что плохо для биологического разнообразия, безусловно, плохо и для человека, поскольку человек зависит от окружающей среды. Человек нуждается в воздухе и воде, сырье, пище, лекарствах и других продуктах и услугах.

Пока некоторые люди находятся в растерянности перед лавиной вымирающих видов и разрушением мест обитания в сегодняшнем мире, другие откликаются на необходимость что-то предпринять и пытаются остановить разрушение. Вот что сказал о снижении биологического разнообразия Петер Равен, директор ботанического сада в Миссури: “Если думать о проблеме в планетарном масштабе, она кажется безнадежной и неразрешимой. Но можно ограничить масштабы беды до разрешимых уровней, если исходить из пластиичности видов”.

Уже ближайшие десятилетия покажут, какая часть всемирного биологического разнообразия сумеет уцелеть. Препринимаемые сегодня усилия по сохранению видов, созданию новых охраняемых территорий, защите существующих национальных парков будут определять, в каком виде сохранятся на планете для будущего виды и биологические сообщества.

Биология сохранения живой природы – научная дисциплина, которая развилась на основе этих усилий. Она объединяет людей и знания из различных областей и направлена на преодоление кризиса биоразнообразия. В будущем люди смогут оглянуться на уходящие годы XX и начало XXI столетий как на время, когда относительно небольшое количество людей спасло многочисленные виды и биологические сообщества от вымирания.

1.1. Почему необходима биология сохранения живой природы?

Биология сохранения живой природы – мультидисциплинарная наука, которая развилаась в ответ на кризис, в котором сегодня оказалось биологическое разнообразие [Wilson, 1992; Meffe, Carroll, 1997; Primack, 1998]. Биология сохранения живой природы приследует три цели: во-первых, изучать и описывать разнообразие живой природы; во-вторых, выявить и оценить влияние деятельности человека на виды, сообщества и экосистемы; и в-третьих, разобрать практические междисциплинарные подходы к защите и восстановлению биологического разнообразия.

Биология сохранения живой природы возникла в связи с тем, что ни одна из традиционных прикладных дисциплин не охватывает проблему угрозы биологическому разнообразию достаточно всесторонне. Сельское и лесное хозяйство, управление дикой природой, рыбоводство главным образом занимаются разработкой методов управления небольшим количеством видов, используемых для торговли и отдыха. Хотя эти дисциплины все больше соприкасаются с проблемами сохранения, в целом они все же не нацелены на необходимость защиты всего спектра видов в биологических сообществах или рассматривают этот аспект как вторичный.

Биология сохранения живой природы отличается от этих прикладных дисциплин более общим теоретическим подходом к защите биологического разнообразия. Приоритетной задачей биологии сохранения живой природы является обеспечение долговременного сохранения всех биологических сообществ, а экономические аспекты учитываются как вторичные.

Такие академические дисциплины, как популяционная биология, таксономия, экология, ландшафтная экология и генетика составляют ядро биологии сохранения живой природы, и многие ученые, занимающиеся сейчас проблемами биологии сохранения, являются представителями именно этих наук. Кроме этого, многие ведущие специалисты в области биологии сохранения пришли из зоопарков и ботанических садов, принеся с собой опыт содержания и разведения видов в неволе.

Поскольку в основном кризис биоразнообразия обусловлен антропогенным процессом, биология сохранения живой природы исходит из идей и оценок, сформулированных в различных небиологических дисциплинах (рис. 1.1).

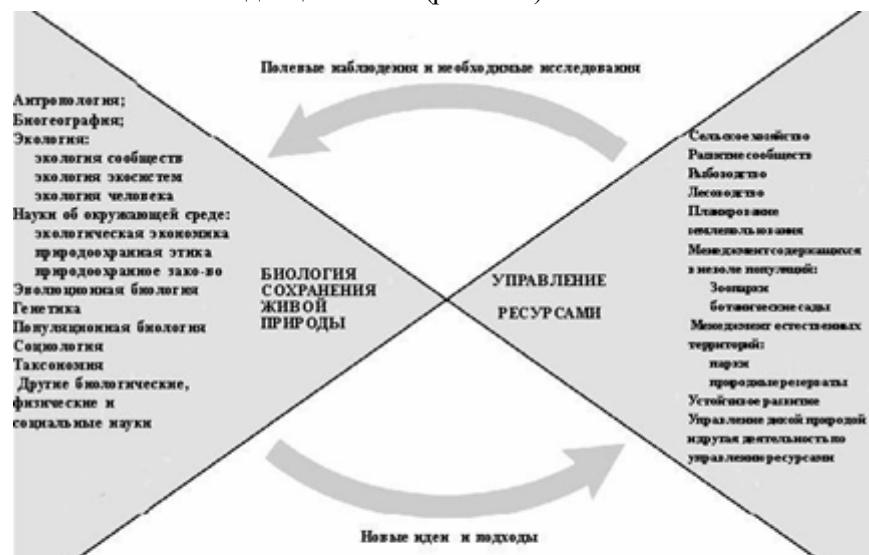


Рис. 1.1. Биология сохранения живой природы представляет собой синтез многих фундаментальных наук (слева), которые обеспечивают базовые принципы и новые подходы для прикладных областей управления ресурсами (справа). Знания, полученные в полевых условиях, в свою очередь, влияют на направление развития базовых дисциплин [по Temple, 1991].

Например, природоохранительное законодательство и политика обеспечивают базу для защиты редких и исчезающих видов и находящихся в критическом состоянии мест обитания.

Природоохранная этика формирует поведение, обеспечивающее сохранение видов и их мест обитания. Социальные науки, такие как антропология, социология и география, позволяют понять, как следует образовывать людей, чтобы пробудить в них желание и умение сохранять природные ресурсы и виды, живущие в непосредственной близости.

Экологическая экономика обеспечивает анализ экономической ценности биологического разнообразия, создавая аргументы в пользу его сохранения. Экология экосистем и климатология изучают биологические и физические характеристики окружающей среды и разрабатывают модели для прогнозирования ее реакции на разные формы нарушений. Таким образом, биология сохранения живой природы в определенном смысле становится наукой о кризисах. Решения по вопросам сохранения биологического разнообразия принимаются каждый день, часто при ограниченной информации и под жестким временным прессом. Биология сохранения живой природы пытается заготовить ответы на различные вопросы, которые можно использовать в реально возникающих ситуациях. Эти вопросы связаны с определением оптимальных стратегий защиты редких видов, проектированием природных резерватов, подготовкой управленических планов для парков и территорий широкого использования, на которых задача сохранения природы согласуется с потребностями и интересами местного населения и правительства. Именно специалисты по биологии сохранения и ученые смежных областей наиболее подходят для того, чтобы консультировать правительства, бизнесменов и население при принятии ответственных решений по этим проблемам. Хотя некоторые биологи сохранения предпочли бы не давать рекомендаций без детального изучения специфики каждого случая, безотлагательность многих ситуаций требует компетентных решений, основанных на определенных фундаментальных принципах биологии. В этой книге описаны эти принципы и приведены примеры того, как их можно использовать при формировании природоохранной политики.

1.2. Философские предпосылки биологии сохранения живой природы

Необходимость сохранения биологического разнообразия была осознана уже десятилетия, даже столетия назад, в Северной Америке, Европе и некоторых других регионах мира. Повсеместно во многих культурах обнаруживаются религиозные и философские взгляды, подчеркивающие важность сохранения видов и уголков дикой природы [Hargrove, 1989; Callicott, 1994]. Многие религии предписывают человеку жить в гармонии с природой и защищать живой мир, поскольку это творение Божие. В США философы Ральф Уолд Эмерсон и Хенри Дэвид Торо рассматривали дикую природу как важный элемент человеческой морали и духовного развития [Callicott, 1990].

Такие защитники природы, как Джон Мур и Алдо Леопольд, доказывали необходимость сохранения естественных ландшафтов и поддержания здоровья естественных экосистем. Аналогичные позиции занимает гипотеза Гей, которая рассматривает Землю в качестве “суперорганизма”, биологические, физические и химические компоненты которого, взаимодействуя между собой, определяют параметры атмосферы и климата [Lovelock, 1988]. Современные защитники дикой природы, представленные активистами и членами серьезных экологических организаций, о которых мы скажем ниже в этой главе, отстаивают необходимость сокращения или полного прекращения форм деятельности и видов промышленности, нарушающих нормальное взаимодействие компонентов Земли.

Параллельно этим взглядам видный лесовод Гиффорд Пинчот (1865–1946) развил идею, что все природные объекты и явления, включая древесину, корма, чистую воду, живую природу, разнообразие видов и даже красивые ландшафты можно рассматривать как природные ресурсы и что цель управления природой состоит в наиболее долговременном использовании этих природных ресурсов во благо наибольшего числа людей. Идеи Пинчота и Леопольда были объединены и расширены в концепции управления экосистемами, которая делает высшим приоритетом управления сохранение здоровья экосистем и дикой природы в целом [Noss, Cooperrider, 1994]. Существующая парадигма устойчивого развития также защищает подход, подобный взглядам Пинчота: использование природных ресурсов для удовлетворения потребностей человека должно осуществляться таким образом,

чтобы не причинять вреда биологическим сообществам, и с учетом потребностей будущих поколений [Lubchenco et al., 1991].

Биология сохранения живой природы опирается на несколько основных этических норм, которые обычно признаются всеми сторонниками этой науки [Soule, 1985]. Эти этические нормы предполагают научные подходы и их практическое применение. Хотя не все эти положения безоговорочно приняты всеми специалистами по сохранению природы, даже согласие с одним или двумя из них делает деятельность по сохранению живой природы очень привлекательной для многих людей.

1. Разнообразие видов и биологических сообществ должно быть сохранено. Вообще, людям нравится биологическое разнообразие. В зоопарки, национальные парки, ботанические сады и аквариумы каждый год приходят сотни миллионов посетителей, и это свидетельство интереса широкой публики к наблюдению за разнообразием видов и биологических сообществ. Популярность собачьих и кошачьих шоу, сельскохозяйственных и цветочных выставок доказывают, что и внутривидовое генетическое разнообразие тоже привлекательно для публики. Эти факты даже привели к мысли о том, что люди имеют генетическую предрасположенность к любви к биологическому разнообразию, названную биофилией [Kellert, Wilson, 1993]. Биофилия могла предопределить становление образа жизни, основанного на охоте и собирательстве, который они вели сотни тысяч лет назад до внедрения сельского хозяйства. Высокое биологическое разнообразие обеспечило их разнообразной пищей и другими ресурсами, защищая от природных катастроф и голода.

2. Преждевременное вымирание популяций и видов должно быть предотвращено. Вымирание видов и популяций в результате естественных процессов является нормальным явлением. В течение тысячелетий геологического времени, вымирание одних видов было, как правило, сбалансировано появлением новых. Аналогично, локальная потеря популяции, обычно в результате расселения, компенсируется образованием другой популяции. Однако деятельность человека тысячекратно увеличила темпы вымирания [Lawton, May 1995]. В XX веке фактически все вымирание сотен известных видов позвоночных так же, как и предполагаемых тысяч видов беспозвоночных, было вызвано человеком.

3. Богатство экологических связей должно быть сохранено.

Многие из наиболее интересных свойств биологического разнообразия проявляются только в естественных средах. Например, между тропическими цветами, колибри и живущими в цветах клещами существует комплекс кэволюционных и экологических связей. Клещи, чтобы перемещаться от цветка к цветку, как “средство передвижения” используют клювы колибри. Такие связи никогда не образовались бы, если бы животные и растения жили изолированно в зоопарках и ботанических садах. Точно также удивительные формы поведения, используемые пустынными животными для добывания воды, не возникли бы у животных, в изобилии обеспеченных водой. Даже если сохранить в зоопарках и садах значительную часть разнообразия цветковых растений и позвоночных животных, все равно было бы утрачено многообразие экологических связей, характерных для естественных сообществ. Это главный аргумент, заставляющий сохранять все варианты биологических сообществ.

4. Эволюция должна продолжаться. Эволюционная адаптация это – процесс, который в конечном счете ведет к возникновению новых видов и увеличению биологического разнообразия. Следовательно, надо предоставлять популяциям возможность развиваться в естественных условиях. Действия человека, которые сковывают эволюцию популяций, например, из-за сильного сокращения численности конкретного вида или уничтожения уникальных популяций, являются деструктивными.

5. Биологическое разнообразие имеет самостоятельную ценность. Виды и биологические сообщества, в которых они живут, имеют самостоятельную ценность, независимо от их ценности для человеческого общества. Эта ценность обусловлена их эволюционной историей и уникальной экологической ролью, а также самим фактом их существования. Поэтому все виды должны быть сохранены.

1.3. Что такое биологическое разнообразие?

Сохранение биологического разнообразия – центральная задача биологии сохранения живой природы. По определению, данному Всемирным фондом дикой природы (1989), биологическое разнообразие – это “все многообразие форм жизни на земле, миллионов видов растений, животных, микроорганизмов с их наборами генов и сложных экосистем, образующих живую природу”. Таким образом, биологическое разнообразие следует

рассматривать на трех уровнях. Биологическое разнообразие на видовом уровне охватывает весь набор видов на Земле от бактерий и простейших до царства многоклеточных растений, животных и грибов. В более мелком масштабе биологическое разнообразие включает генетическое разнообразие видов, образованное как географически отдаленными популяциями, так и особями внутри одной и той же популяции. Биологическое разнообразие включает также разнообразие биологических сообществ, видов, экосистем, сформированных сообществами и взаимодействия между этими уровнями (рис. 1.2).

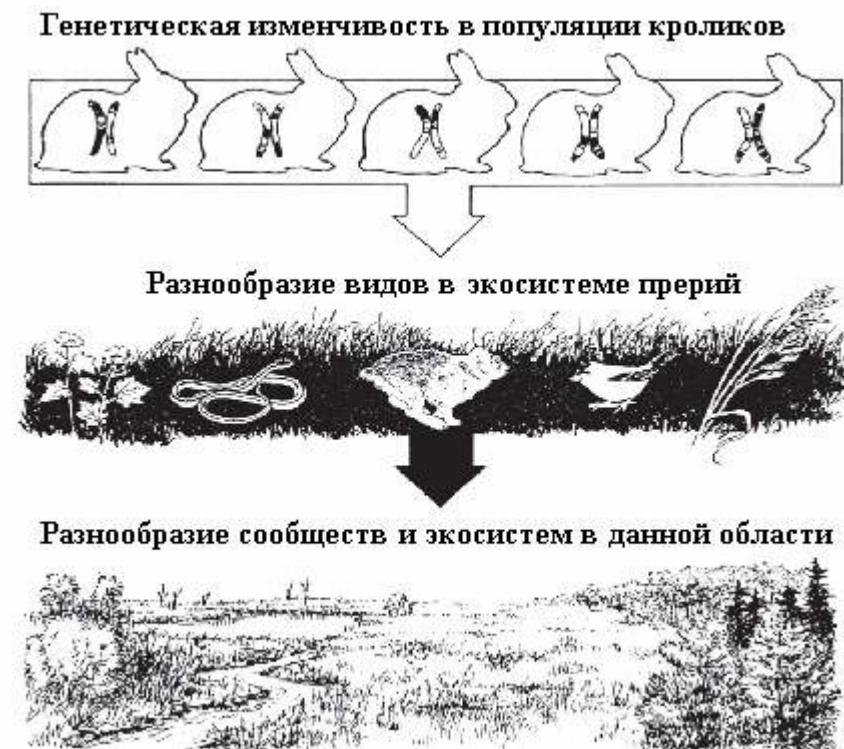


Рис. 1.2. Биологическое разнообразие включает генетическое разнообразие (наследственную изменчивость внутри каждого вида), видовое разнообразие (набор видов в данной экосистеме) и разнообразие сообществ/экосистем (местообитаний и экосистем в данной территории) [по Temple 1991]; рисунки Тамары Сайр.

Для беспрерывного выживания видов и природных сообществ необходимы все уровни биологического разнообразия, все они важны и для человека. Разнообразие видов демонстрирует богатство эволюционных и экологических адаптаций видов к различным средам. Видовое разнообразие служит для человека источником разнообразных естественных ресурсов. Например, влажные тропические леса с их богатейшим набором видов производят замечательное разнообразие растительных и животных продуктов, которые могут использоваться в пищу, в строительстве и медицине. Генетическое разнообразие необходимо любому виду для сохранения репродуктивной жизнеспособности, устойчивости к заболеваниям, способности к адаптации в изменяющихся условиях. Генетическое разнообразие домашних животных и культивируемых растений особенно ценно для тех, кто работает над селекционными программами по поддержанию и улучшению современных сельскохозяйственных видов.

Разнообразие на уровне сообществ представляет собой коллективный отклик видов на различные условия окружающей среды. Биологические сообщества, характерные для пустынь, степей, лесов и затопляемых земель, поддерживают непрерывность нормального функционирования экосистемы, обеспечивая ее “обслуживание”, например, с помощью регулирования паводков, защиты от почвенной эрозии, фильтрации воздуха и воды.

1.4. Видовое разнообразие

На каждом уровне биологического разнообразия – видовом, генетическом и разнообразии сообществ специалисты изучают механизмы, которые изменяют или сохраняют разнообразие. Видовое разнообразие включает весь набор видов, обитающих на Земле. Существует два основных определения понятия вида. Первое: вид представляет собой совокупность особей, которая по тем или иным морфологическим, физиологическим или биохимическим характеристикам отличается от других групп. Это морфологическое определение вида. Сейчас для различия видов, которые внешне практически идентичны (например, бактерии), все чаще используют различия в последовательности ДНК и другие молекулярные маркеры. Второе определение вида – это совокупность особей, между которыми происходит свободное скрещивание, но при этом отсутствует скрещивание с особями других групп (биологическое определение вида).

Морфологическое определение вида обычно используется в таксономии, то есть биологами-систематиками, которые специализируются на идентификации новых видов и классификации видов. Биологическое определение вида обычно применяется в эволюционной биологии, поскольку оно основано больше на измеряемых генетических взаимоотношениях, чем на каких-то субъективно выделяемых физических чертах. Однако на практике использовать биологическое определение вида довольно трудно, поскольку это требует знаний о способности особей скрещиваться между собой, а это, как правило, трудно доступная информация. В результате биологи-практики вынуждены были научиться различать биологические виды по их внешнему виду, иногда называя их “морфовидами” или другими подобными терминами до тех пор, пока систематики не присвоят им официальные латинские названия.

Невозможность четко отделить один вид от другого из-за сходства их характеристик или возникающая путаница в научных названиях часто снижают эффективность усилий по защите вида.

Трудно написать четкие, эффективные законы для защиты вида, если не совсем ясно, как его точно идентифицировать. Поэтому еще следует много трудиться, чтобы систематизировать и классифицировать все существующие в мире виды. Систематики описали только 10–30% видов в мире, и многие могут исчезнуть до того, как будут описаны. Для скорейшего решения этой проблемы необходимо подготовить много специалистов-систематиков, особенно для работы в изобилующих видами тропиках [Raven, Wilson, 1992].

1.5. Генетическое разнообразие

Генетическое внутривидовое разнообразие часто обеспечивается репродуктивным поведением особей внутри популяции. Популяция – это группа особей одного вида, обменивающихся генетической информацией между собой и дающих плодовитое потомство. Вид может включать одну или более отдельных популяций. Популяция может состоять как из нескольких особей, так и из миллионов. Особи внутри популяции обычно генетически отличаются друг от друга. Генетическое разнообразие связано с тем, что особи обладают незначительно отличающимися генами – участками хромосом, которые кодируют определенные белки. Варианты гена известны как его аллели. Различия возникают при мутациях – изменениях в ДНК, которая находится в хромосомах конкретной особи. Аллели

гена могут по-разному влиять на развитие и физиологию особи. Селекционеры сортов растений и пород животных, отбирая определенные генные варианты, создают высокоурожайные, устойчивые к вредителям виды, например зерновых культур (пшеницы, кукурузы), домашнего скота и птицы.

Генетическое разнообразие в популяции определяется как числом генов с более чем одним аллелями (так называемых полиморфных генов), так и числом аллелей каждого полиморфного гена. Существование полиморфного гена приводит к появлению в популяции гетерозиготных особей, получающих от родителей различные аллели гена. Генетическая вариабельность позволяет видам адаптироваться к изменениям окружающей среды, например, повышению температуры или к вспышке нового заболевания. В целом установлено, что редкие виды имеют меньшее генетическое разнообразие, чем широко распространенные, и соответственно они более подвержены угрозе вымирания при изменении условий окружающей среды.

1.6. Разнообразие сообществ и экосистем

Биологическое сообщество определяется как совокупность особей различных видов, обитающих на определенной территории и взаимодействующих между собой. Примеры сообществ – хвойные леса, высокотравные прерии, влажные тропические леса, коралловые рифы, пустыни. Биологическое сообщество в совокупности со средой своего обитания называется экосистемой. В наземных экосистемах вода испаряется биологическими объектами с поверхности Земли и с водных поверхностей, чтобы снова пролиться в виде дождя или снега и пополнить наземные и водные среды. Фотосинтезирующие организмы поглощают энергию света, которая используется растениями для их роста. Эта энергия поглощается поедающими фотосинтезирующие организмы животными или высвобождается в виде тепла как в процессе жизнедеятельности организмов, так и после их отмирания и разложения.

В процессе фотосинтеза растительные организмы поглощают углекислый газ и производят кислород, а животные и грибы при дыхании поглощают кислород и выделяют углекислый газ. Минеральные элементы питания, такие как азот и фосфор, совершают круговорот между живыми и неживыми компонентами экосистемы.

Физические свойства окружающей среды, особенно годовой режим температур и осадков, влияют на структуру и характеристики биологического сообщества и определяют становление либо леса, либо луга, либо пустыни или болота. Биологическое сообщество, в свою очередь, также может изменять физические характеристики среды. В наземных экосистемах, например, скорость ветра, влажность, температура и почвенные характеристики могут быть обусловлены влиянием обитающих там растений и животных. В водных экосистемах такие физические характеристики, как турбулентность и прозрачность воды, ее химические характеристики и глубина определяют качественный и количественный состав водных сообществ; а такие сообщества, как коралловые рифы, сами в значительной степени влияют на физические свойства окружающей среды. Внутри биологического сообщества каждый вид использует уникальный набор ресурсов, который составляет его нишу. Любой компонент ниши может стать лимитирующим фактором, когда он ограничивает размер популяции. Например, популяции видов летучих мышей с узко- специализированными требованиями к условиям среды, формирующие колонии только в известковых пещерах, могут быть ограничены числом пещер с подходящими условиями.

Ниша вида может быть приурочена к определенной стадии сукцессии. Сукцессия – процесс постепенного преобразования видового состава, структуры сообщества и физических характеристик среды, который происходит вслед за естественными или антропогенными нарушениями в экосистеме. Некоторые виды можно наблюдать только на определенных стадиях сукцессии. Например, солнцеподобные бабочки и однолетние растения часто встречаются только на ранних стадиях сукцессии, в первые месяцы после образования “проплешины” в старом лесу. Теневыносливые лесные растения и птицы, гнездящиеся в дуплах мертвых деревьев, появляются на поздних стадиях сукцессии, т. е. в старом лесу. Хозяйственная деятельность человека часто переворачивает естественную модель сукцессии. Луга, вытоптаные скотом и леса, в которых все крупные деревья были вырублены на древесину, как правило, уже никогда не заселяются поздне-сукцессионными видами.

Состав сообществ во многом определяется конкуренцией и хищниками. Хищники зачастую значительно сокращают численность видов – своих жертв – и могут даже вытеснить

некоторые из них из привычных мест обитания. Когда хищников истребляют, численность популяции их жертв может возрасти до критического уровня или даже перейти его. Тогда после исчерпания лимитирующего ресурса может начаться разрушение популяций.

Структура сообщества определяется также симбиотическими (в широком смысле этого слова) взаимоотношениями (в том числе мутуалистическими), при которых виды находятся во взаимовыгодных отношениях. Мутуалистические виды достигают большей плотности при совместном существовании. Обычные примеры такого мутуализма – растения с мясистыми плодами и питающиеся этими плодами птицы, которые разносят их семена; грибы и водоросли, которые вместе образуют лишайники; растения, которые дают кровь муравьям, снабжающим их элементами питания; коралловые полипы и живущие в них водоросли [Bawa, 1990; Buchmann, Nabhan, 1996].

1.7. Ключевые виды и ресурсы

Определенные виды внутри биологических сообществ могут играть настолько важную роль, что определяют способность других видов сохраняться в сообществе. Такие ключевые виды¹ влияют на организацию сообщества гораздо в большей степени, чем это можно было бы предсказать, исходя из их численности или биомассы [Power и др., 1996]. Защита ключевых видов – приоритетная задача для природоохранных мероприятий, поскольку вслед за их исчезновением на охраняемой территории могут исчезнуть и многие другие виды (рис. 1.3).



Рис. 1.3. Ключевые виды, например волки, фикусы летучие мыши и болезнетворные организмы. Составляют лишь малую часть биомассы биологического сообщества, но они имеют огромное значение для его организации и выживания [по Power et al., 1996].

1 В русскоязычной экологической литературе понятию “ключевого вида” часто можно поставить в соответствие понятие “консорт”. (Прим. ред.).

Крупные хищники, например волки, относятся к наиболее очевидным ключевым видам, поскольку они регулируют численность популяций травоядных. При отсутствии волков плотность популяции оленей и других травоядных может настолько увеличиться, что приведет к стравливанию и разрушению растительного покрова, а следовательно, к исчезновению ассоциированных с ним видов насекомых и к почвенной эрозии.

В тропических лесах фикусы считаются ключевыми видами, обеспечивающими популяции многих птиц и млекопитающих своими плодами в период, когда другие предпочтаемые ими типы кормов отсутствуют. Бобры тоже относятся к ключевым видам, поскольку благодаря своим плотинам они создают влажные местообитания, используемые многими другими видами. Патогенные организмы и паразиты – примеры других ключевых видов. Они определяют плотность численности своих “хозяев”.

Исчезновение единственного ключевого вида, даже такого, который составляет незначительную часть биомассы сообщества, может спровоцировать серию взаимосвязанных исчезновений других видов, что известно как каскад вымирания. В его результате появляется деградированная экосистема с гораздо более низким биологическим разнообразием на всех трофических уровнях. Возвращение ключевого вида в сообщество не обязательно восстановит последнее до исходного состояния, если к этому времени исчезли другие его члены и нарушены компоненты окружающей среды (например, почва).

Выявление ключевых видов исключительно важно в биологии сохранения: во-первых, как мы видели, исключение ключевого вида из сообщества может повлечь за собой потерю многих его членов [Sather, 1999]; во-вторых, охраняя конкретные виды, необходимо заботиться и о ключевых видах, с которыми прямо или косвенно связан объект охраны; в-третьих, выявление и охрана ключевых видов для данного сообщества особенно важны, если территория изменена человеческой деятельностью, такой как выпас, вырубка или строительство. Помимо определенных видов, ключевую роль для биологического сообщества могут играть и некоторые природные ресурсы. Природные заповедники обычно сравниваются и оцениваются по своим размерам, поскольку обычно в больших заповедниках обитает больше видов, чем в меньших. Сама по себе площадь заповедника не так важна, как разнообразие находящихся в нем местообитаний и ресурсов. Определенные природные

резерваты могут содержать набор ключевых видов или ресурсов, которые занимают лишь малую часть охраняемой территории, хотя и являются определяющими для многих видов в сообществе. Например, глубокие участки в реках и ручьях могут быть единственным убежищем для рыб и других видов в сухой сезон, когда уровень воды сильно падает. Эти участки также могут стать единственным спасительным источником питьевой воды для наземных животных, обитающих на значительной территории. Стволы дуплистых деревьев необходимы в качестве мест воспроизводства и воспитания потомства для многих видов птиц и млекопитающих. Когда леса расчищают от старых дуплистых деревьев, многие виды перестают размножаться, хотя во всех остальных отношениях лес как местообитание не изменяется.

1.8. Измерение биологического разнообразия

Помимо наиболее близкого для большинства биологов определения биологического разнообразия, как количества видов, обитающих на определенной территории, существует немало других определений, связанных с разнообразием биологических сообществ на разных иерархических уровнях их организации и в разных географических масштабах [Hellmann, Fowler, 1999]. Эти определения используют для проверки теории о том, что увеличение разнообразия на разных уровнях приводит к увеличению стабильности, продуктивности и устойчивости сообществ к инвазии чужеродных видов [Tilman, 1999]. Число видов в отдельном сообществе обычно описывается как богатство видов или альфа-разнообразие и используется для сравнения биоразнообразия в различных географических регионах или биологических сообществах.

Термин “бета-разнообразие” выражает степень изменения видового состава по географическому градиенту. Бета-разнообразие высоко, если, например, видовой состав сообществ мхов существенно отличается на альпийских лугах смежных пиков, но бета-разнообразие низко, если большинство тех же видов занимает весь пояс альпийских лугов.

Гамма-разнообразие применимо в больших географических масштабах; оно учитывает число видов на большой территории или континенте.

Три типа разнообразия можно проиллюстрировать на теоретическом примере трех альпийских лугов (рис. 1.4).

Регион 1



Регион 2



Регион 3



Рис. 1.4. Показатели биоразнообразия для трех регионов, с тремя горными пиками в каждом. Каждая буква представляет популяцию вида. Некоторые виды обнаруживаются только на одной горе, а другие – на двух или трех. Для каждого региона показано альфа-, бета- и гамма-разнообразие. Если средств хватает для защиты только одного горного массива, следует выбрать регион 2, поскольку здесь наибольшее общее разнообразие. Однако если возможно защитить только одну гору, то ее следует выбрать в регионе 1, поскольку здесь наивысшее локальное альфа-разнообразие, т. е. наибольшее среднее число видов на пике. Каждая вершина в регионе 3 обладает более ограниченным набором видов, чем горы в двух других регионах, что показывает ее высокие показатели бета-разнообразия. В целом регион 3 обладает более низким приоритетом для охраны.

Область 1 обладает более высоким альфа-разнообразием, с большим средним числом видов на луг (6 видов), чем две другие области. В области 2 наивысшее гамма-разнообразие; общее количество видов достигает десяти. В области 3 наивысшее бета-разнообразие (3,0) по сравнению с областью 2 (2,5) или 1 (1,2), поскольку все эти виды обнаружены на каждом лугу. На практике эти три показателя часто коррелируют между собой. Растительные сообщества Амазонии, например, демонстрируют высокие уровни альфа-, бета- и гамма-разнообразия. Эти количественные характеристики используются главным образом как первичные в практической экологической литературе и охватывают только часть широко понимаемого биологами биологического разнообразия. Однако они полезны при обсуждении моделей распределения видов и для выявления ареалов с высоким разнообразием, требующих охраны.

1.9. Какое где биологическое разнообразие?

Наиболее богаты видами тропические влажные леса, коралловые рифы, обширные тропические озера и глубоководные моря [WCMS, 1992; Heywood, 1995]. Велико биологическое разнообразие и в сухих тропических областях с их листопадными лесами, кустарниково-бушами, саваннами, прериями и пустынями [Mares, 1992]. В умеренных широтах высокими показателями выделяются покрытые кустарником территории со средиземноморским типом климата. Они есть в Южной Африке, на юге Калифорнии и на юго-западе Австралии. Влажные тропические леса в первую очередь характеризуются исключительным разнообразием насекомых. На коралловых рифах и в глубоководных морях разнообразие обусловлено гораздо более широким набором систематических групп [Grassle et al., 1991]. Разнообразие в морях связано с их огромным возрастом, гигантскими площадями и стабильностью этой среды, а также со своеобразием типов донных отложений [Waller, 1996]. Замечательное разнообразие рыб в крупных тропических озерах и появление на островах уникальных видов обусловлено эволюционной радиацией в изолированных продуктивных местообитаниях.

Видовое разнообразие почти всех групп организмов увеличивается по направлению к тропикам. Например, в Таиланде обитает 251 вид млекопитающих, а во Франции – только 93, несмотря на то, что площади обеих стран примерно одинаковы (табл. 1.2).

Таблица 1.2

Число видов млекопитающих в сравнимых по размерам странах тропического и умеренного пояса

Страны тропического климата	Площадь (тыс км ²)	Число видов млекопитающих	Страны умеренного климата	Площадь (тыс км ²)	Число видов млекопитающих
Бразилия	8456	394	Канада	9220	139
ДРК*	2268	415	Аргентина	2737	258
Мексика	1909	439	Алжир	2382	92
Индонезия	1812	515	Иран	1636	140
Колумбия	1039	359	ЮАР	1221	247
Венесуэла	882	288	Чили	748	91
Тайланд	511	251	Франция	550	93
Филиппины	298	166	Великобритания	242	50
Руанда	25	151	Бельгия	30	58

Источник информации: данные, WRI 1994.

Демократическая Республика Конго

Контраст особенно заметен в случае с деревьями и другими цветковыми растениями: на 10 га леса в Перуанской Амазонии может произрасти 300 и более видов деревьев, в то время как такой же по площади лес в умеренном климатическом поясе Европы или США может быть образован 30 и менее видами. Разнообразие морских видов также увеличивается по направлению к тропикам. Например, Большой Барьерный риф в Австралии образован 50 родами кораллов в его северной части, расположенной у Экватора, и только 10 родами в более отдаленной от него южной части.

Тропические леса выделяются самым большим разнообразием видов. Хотя эти леса покрывают лишь 7% поверхности Земли, в них живет более половины видов планеты [Whitmore, 1990]. Эти оценки, основаны главным образом на подсчете насекомых и других членистоногих, т. е. групп, на которые в мире приходится большая часть видов. Полагают, что число еще не определенных видов насекомых в тропических лесах колеблется от 5 до 30 млн [May, 1992]; 10 миллионов считается на сегодня приемлемой оценочной величиной. Если цифра в 10 млн верна, то это означает, что обитающие в тропических лесах насекомые могут составлять более 90% видов в мире. В этих лесах произрастает около 40% всех видов цветковых растений, а 30% видов птиц в той или иной степени связаны с ними.

Коралловые рифы – это тоже замечательное место концентрации видов. Колонии крошечных животных – полипов – строят большие

коралловые экосистемы, по своей сложности и биологическому разнообразию сопоставимые с влажными тропическими лесами. Самый крупный в мире коралловый риф – Большой Барьерный риф – у восточного побережья Австралии занимает площадь около 349 тыс. км². На Большом Барьерном рифе обнаружены около 300 видов кораллов, 1500 видов рыб, 4000 видов моллюсков и 5 видов черепах, и он предоставляет места для гнездования 252 видов птиц. На Большом Барьерном рифе обитает около 8% всех видов рыб мировой фауны, хотя на него приходится только 0,1% общей площади поверхности океана.

Состояние видового богатства зависит и от локальных особенностей топографии, климата, среды и геологического возраста местности. В наземных сообществах видовое богатство обычно увеличивается с понижением высотности, увеличением солнечной радиации и увеличением количества осадков. Видовое богатство обычно выше в областях со сложным рельефом, который может обеспечивать генетическую изоляцию и, соответственно, местную адаптацию и специализацию. Например, оседлый вид, обитающий на изолированных горных пиках, может со временем эволюционировать в несколько различных видов, каждый из которых адаптирован к определенным условиям горной местности. В областях, которые отличаются высокой геологической сложностью, создаются разнообразные четко ограниченные почвенные условия, соответственно складываются разнообразные сообщества, адаптированные к тому или иному типу почвы. В умеренном поясе большое флористическое богатство характерно для юго-западной части Австралии, Южной Африки и других областей со средиземноморским типом климата с его мягкой, влажной зимой и жарким сухим летом. Видовое богатство сообществ кустарников и трав обусловлено здесь сочетанием значительного геологического возраста и сложным рельефом местности. В открытом океане наибольшее видовое богатство формируется там, где встречаются различные течения, но границы этих областей, как правило, нестабильны во времени [Angel, 1993].

1.10. Сколько всего видов существует в мире?

Любая стратегия сохранения биологического разнообразия требует четкого понимания того, сколько всего существует видов и как эти виды распределены. На сегодня описано 1,5 млн видов. По меньшей

мере вдвое большее число видов остается неописанным, главным образом это насекомые и другие тропические членистоногие. Наши знания о количестве видов не точны, поскольку многие не броские животные еще не попали в поле зрения систематиков. Например, трудны для изучения мелкие пауки, нематоды, почвенные грибы и насекомые, живущие в кронах деревьев тропического леса (рис. 1.5).

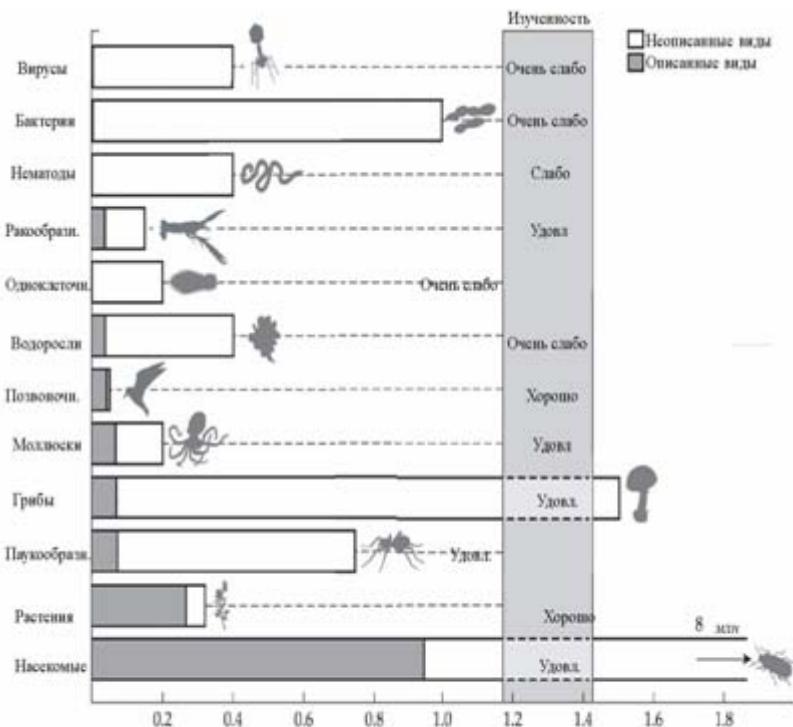


Рис. 1.5. Число описанных видов обозначено закрашенными частями столбиков; традиционные оценки реального числа существующих видов для этих групп организмов предполагают, что его надо увеличить на 100 000 видов, они показаны на закрашенной колонке справа (позвоночные включены для сравнения). Число неидентифицированных видов особенно неясно для различных групп микроорганизмов. Общее число существующих видов по некоторым оценкам может достигать 5–10 млн, или даже 30–150 млн [по Hammond, 1992].

Эти малоизученные группы могут насчитывать сотни и тысячи, даже миллионы видов. Бактерии тоже изучены очень слабо. Из-за сложностей в их выращивании и идентификации, микробиологи научились определять только около 4000 видов бактерий. Однако проводимые в Норвегии исследования по анализу ДНК бактерий показывают, что в одном грамме почвы возможно присутствие более чем 4000 видов бактерий, и примерно столько же можно их обнаружить в морских донных отложениях [Ward et al., 1990]. Такое высокое разнообразие, даже в малых пробах, подразумевает существование тысяч или даже миллионов неописанных еще видов бактерий. Современные исследования пытаются определить, каково соотношение числа широко распространенных видов бактерий по сравнению с региональными или узколокальными видами [Finlay, Clarke, 1999].

Отсутствие полных коллекций не позволяет надежно судить о количестве видов, обитающих в морских средах. Морская среда стала своеобразной границей наших знаний о биологическом разнообразии. Так, абсолютно новая группа животных, *Loricifera*, впервые была описана в 1983 году в образцах, добытых на больших глубинах [Kristensen, 1983]. Другая новая группа мелких созданий, *Cycliophora*, обнаруженная в ротовой области норвежского омара, была впервые описана в 1995 году [рис. 1.6; Funch, Kristensen, 1995]. В 1999 году у побережья Намибии была обнаружена самая большая в мире бактерия размером с глаз плодовой мушки [Schulz et al., 1999]. Несомненно, еще много не описанных морских видов ждут своего часа.

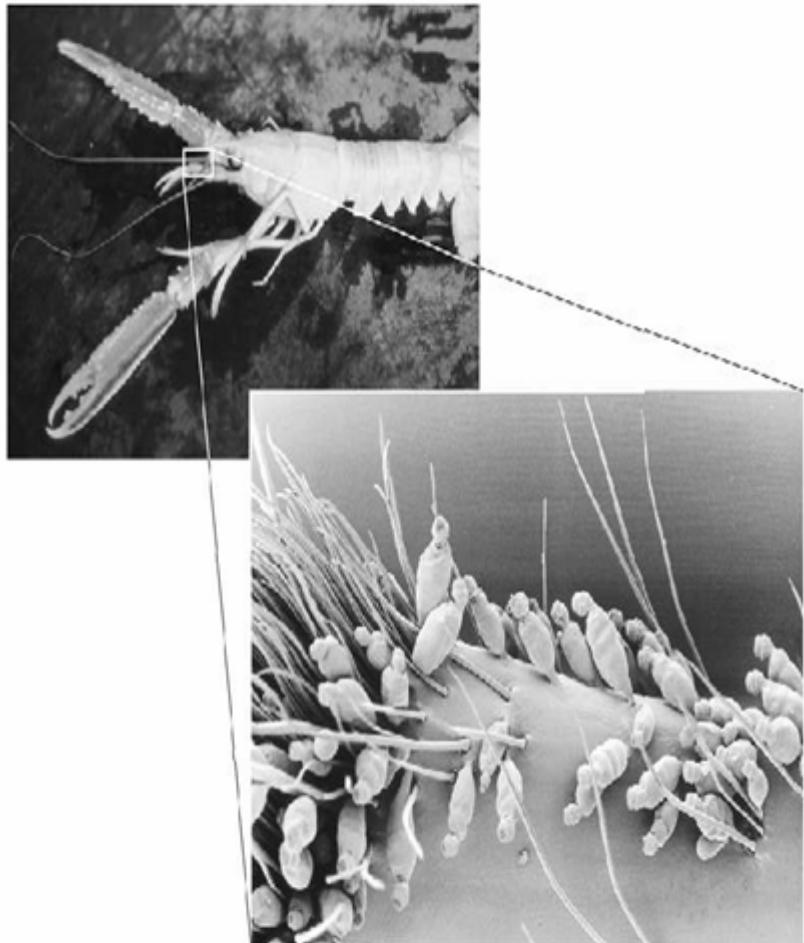


Рис. 1.6. Новый тип организмов *Cycliophora*, был впервые описан в 1995 году. Тип состоит из одного вида *Symbion pandora* с формой тела в виде вазы (внизу показано около 40 этих животных), которые прикрепляются в ротовой области норвежского омара, *Nephrops norvegicus* (вверху) (фото Рейнхардта Кристенсена, Университет Копенгагена).

До сих пор наряду с отдельными видами обнаруживаются и совершенно новые биологические сообщества, особенно в крайне отдаленных или труднодоступных для человека местах. Специальные методы изучения позволили выявить такие необычные сообщества, прежде всего в глубоководных морях и в пологе леса:

- разнообразные сообщества животных, в первую очередь насекомых, приспособленных для жизни в кронах тропических деревьев; они практически не имеют никакой связи с землей [Wilson, 1991; Moffat, 1994]. Чтобы проникнуть в полог леса, в последние годы ученые устанавливают в лесах смотровые вышки и протягивают в кронах подвесные тропинки.
- на дне глубоководных морей, которые остаются до сих пор малоизученными из-за технических трудностей в транспортировке оборудования и людей в условиях высокого давления воды, существуют уникальные сообщества бактерий и животных, сформировавшиеся около глубоководных геотермальных источников [Timpncliffe 1992]. Ранее неизвестные активные бактерии обнаружены даже в пятисотметровой толще морских отложений, где они несомненно играют важную химическую и энергетическую роль в этой сложной экосистеме [Parkes и др., 1994].
- благодаря современным буровым проектам под поверхностью Земли, вплоть до глубины до 2,8 км, были найдены различные сообщества бактерий, с плотностью до 100 млн бактерий на гпороды. Химическая активность этих сообществ активно изучается в связи с поиском новых соединений, которые потенциально могли бы быть использованы для разрушения токсичных веществ, а также для ответа на вопрос о возможности существования жизни на других планетах [Fredrickson, Onstott 1996; Fisk et al. 1998].

1.11. Вымирание видов и экономика: утрата ценностей

Для обнаружения, систематизации и сохранения биологического разнообразия необходимо подготовить новое поколение специалистов по биологии сохранения и уделить приоритетное внимание музеям, университетам, природоохранным организациям и другим структурам, работающим в этой области. Такая ориентация потребует значительного сдвига в существующем политическом и социальном мышлении. Правительства и люди во всем мире должны понимать, что биологическое разнообразие исключительно ценно для существования человека. Конечно, перемены смогут произойти, если мы поймем, что продолжая разрушать биологические сообщества, мы действительно теряем нечто ценное. Но что именно мы теряем?

Почему каждый из нас должен заботиться о вымирающих видах? Что конкретно такого ужасного в вымирании видов?

1.12. Типы вымирания

С момента возникновения жизни видовое разнообразие на Земле постепенно увеличивалось. Это увеличение не было равномерным. Оно сопровождалось периодами с высокими темпами видообразования, на смену которым приходили периоды с низкой скоростью изменений и прерывалось пятью вспышками массовых вымираний [Wilson, 1989; Raup, 1992]. Наиболее массовое вымирание произошло в конце Пермского периода 250 млн лет назад, когда по приблизительным оценкам вымерло 77–96% всех видов морских животных (рис. 1.7).



Рис. 1.7. Хотя общее количество семейств и видов на Земле увеличилось за прошедшие эпохи, во время каждой из 5 вспышек массового вымирания (их названия даны слева жирным шрифтом) исчезал большой процент этих групп организмов. Наиболее драматический период потерь произошел около 250 млн лет назад, в конце Пермского периода. Сейчас мы находимся в начале шестого всплеска вымирания, плейстоценового, характеризующегося сокращением видов человеком путем утраты местообитаний, чрезмерной эксплуатации и влияния инвазивных видов.

Вполне вероятно, что какая-то массовая пертурбация, например повсеместное извержение вулканов или столкновение с астероидом вызвала такие кардинальные изменения в климате Земли, что многие виды уже не могли существовать в сложившихся условиях. Процессу эволюции потребовалось около 50 миллионов лет, чтобы возобновить разнообразие семейств, потерянных во время массового Пермского вымирания. Однако вымирания видов случаются и в отсутствие мощных разрушительных факторов. Один вид может быть вытеснен другим или быть уничтожен хищниками. Виды в ответ на смену условий окружающей среды или из-за спонтанных перемен в генном пуле могут не вымирать, а постепенно эволюционировать в другие. Факторы, определяющие устойчивость или уязвимость конкретного вида, не всегда ясны, но вымирание является таким же естественным процессом, как и видообразование. Но если вымирание закономерно, зачем столько разговоров о потерях видов? Ответ состоит в относительных скоростях вымирания и видообразования. Видообразование, как правило, медленный процесс, идущий через постепенное накопление мутаций и сдвиги в частотах аллелей в течение тысяч, если не миллионов лет. До тех пор, пока темпы видообразования равны или превышают темпы вымирания, биоразнообразие будет оставаться либо на одном уровне, либо возрастать. В прошедших геологических периодах вымирание видов было сбалансировано или увеличивалось за счет становления новых видов. Однако нынешние темпы вымирания в 100–1000 раз превышают таковые предшествующих эпох. Этот современный всплеск вымирания, иногда называемый шестым вымиранием, обусловлен в основном исключительно деятельностью человека. Эта утрата видов носит беспрецедентный, уникальный и необратимый характер.

1.13. Экологическая экономика

Прежде чем останавливать тенденцию вымирания видов, необходимо понять основные причины этого явления. Какие факторы заставляют человека действовать разрушительно? В конечном итоге деградация окружающей среды вызывается экономическими причинами. Леса вырубаются, чтобы иметь доход от продажи древесины. Животных убивают ради мяса, меха и др. Природные ландшафты превращаются в пахотные земли, потому что людям негде заниматься сельским хозяйством. Виды интродуцируются на новые континенты и острова без всякого рассмотрения последствий и угроз для местной среды. Поскольку

причина, лежащая в основе разрушения окружающей среды, часто носит экономический характер, поскольку и решение проблемы должно включать и экономические подходы. Биологи все чаще включают элементы экономики в программы исследований, а экономические обоснования в свои рекомендации. Не будем рассматривать те аспекты, которые находятся за рамками настоящей работы и относятся к принципам свободного рынка в обществе потребления. Однако имеется важное обстоятельство, непосредственно влияющее на вопросы сохранения природы. В основном предполагается, что издержки и прибыль свободного рынка при сделке принимаются и производятся участниками операции. Но в некоторых случаях, у косвенных участников операций также появляются некоторые издержки и они тоже могут радоваться прибыли. Эти издержки и прибыль третьих лиц известны как внешний эффект. Возможно, что наиболее заметным и часто проявляющимся внешним эффектом становится ухудшение окружающей среды, как косвенный результат человеческой экономической деятельности. Там, где имеется внешний эффект, рынок не может предложить решения, способствующие процветанию общества. Эта неспособность рынка приводит к нерациональному распределению ресурсов, и обогащению некоторых предпринимателей за счет окружающей среды и всего общества.

Основная трудность, стоящая перед специалистами по биологии сохранения, – это добиться гарантии прозрачности всех издержек операции и ее положительных результатов. Компании или отдельные предприниматели, вовлеченные в операцию, результатом которой становится ухудшение окружающей среды, большей частью не полностью оплачивают стоимость ее восстановления, а часто и вовсе ничего не платят. Вместо этого восстановление среды ложится бременем на людей, которые живут поблизости и не имеют никакой выгоды от операции.

Для подсчета всех издержек экономической операции, включающего затраты на восстановление окружающей среды, была создана специальная дисциплина, которая объединяет экономику, науку об окружающей среде, экологию, государственную политику. В этой дисциплине производится оценка биологического разнообразия с помощью экономического анализа [Barbier et al., 1994; Masood и Garwin, 1998]. Она называется экологической экономикой. Биологи сохранения все больше пользуются

концепциями и словарем экологической экономики, поскольку государственные чиновники, банкиры и руководители корпораций лучше осознают необходимость защиты биологического разнообразия, если получают экономические обоснования. Затраты на восстановление природы после реализации больших проектов, таких как строительство дамб, дорог, ирригационных систем, лесопосадок, все чаще вычисляются в форме затрат на сохранение окружающей среды, в которых учитывается текущее и будущее влияние проекта на окружающую среду. По определению окружающая среда включает не только конкретные используемые природные ресурсы, но и воздух, качество воды, качество жизни местного населения и виды, которым угрожает исчезновение. В наиболее сложной форме, при анализе того, какой ценой была получена прибыль, производится сравнение величины приобретенных ценностей в результате реализации проекта с потерянными ценностями [Perrings, 1995]. Теоретически, если в результате анализа выходит, что проект выгоден, то он должен реализовываться, а если не выгоден, то он должен быть остановлен. На практике анализ стоимости выигрыша является только грубой аппроксимацией, поскольку величины прибыли и затрат оценить трудно, и к тому же эта оценка может измениться со временем. Экологические экономисты создают свой раздел в этом анализе, включая туда полный перечень издержек и выгод.

Во многих случаях экономические затраты страны на восстановление окружающей среды могут быть значительными и часто превосходить доход, получаемый за счет сельскохозяйственного и промышленного развития. Например, в Коста-Рике стоимость уничтоженных лесов в 1980 году намного превосходит доход, полученный от лесной продукции, следовательно, департамент лесного хозяйства реально ощущает дыру в кармане экономики страны [Repetto, 1992].

1.14. Ресурсы общественной собственности

Определение ценности биоразнообразия и природных ресурсов представляется сложной задачей, поскольку первая определяется множеством экономических и этических факторов. Основная цель экологической экономики состоит в разработке методов оценки составляющих биологического разнообразия. Был разработан ряд подходов получения экономической оценки генетического разнообразия, разнообразия видов, сообществ и экосистем.

Наиболее полезным оказался метод, использованный McNeely et al. (1990) и Barbier et al. (1994). При таком подходе общая ценность делится между прямой ценностью (*direct values*) (относящейся в экономике к товарам индивидуального потребления), которую имеют добываемые людьми продукты, такие как рыба, лес, лекарственные растения, и косвенной ценностью (*indirect value*) (в экономике называемой общественными благами), которая соответствует выгоде сохранения биологического разнообразия, но она не связана непосредственно с потреблением природных ресурсов. Выгоды, которые могут быть отнесены к косвенной ценности, включают качество воды, защиту почвы, восстановление среды, образование, научные исследования, управление климатом. Биологическое разнообразие имеет также опционную ценность (*option value*), связанную с получением новых продуктов и услуг в будущем, и ценность существования (*existence value*), базирующуюся на том, сколько люди готовы заплатить сейчас для охраны видов от вымирания или какого-то биологического сообщества от разрушения.

1.15. Прямые экономические ценности

Прямые ценности относятся к тем продуктам, которые люди непосредственно получают от природы и используют. Эти ценности можно легко подсчитать путем наблюдения за деятельностью выбранной группы людей, мониторинга пунктов сбора “даров леса”, контроля статистики импорта и экспорта. Прямые ценности можно далее разделить на потребительскую ценность, соответствующую ценности продуктов, потребляемых на месте, и рыночную ценность (*productive use value*), соответствующую стоимости продукта при продаже на рынке.

1.16. Потребительская ценность

Потребительская ценность относится к таким продуктам, как дрова, дикие животные, которые потребляются на месте и не появляются на местных международных рынках. Многие люди, живущие на земле, получают значительную долю необходимых им для жизни продуктов из окружающей среды. Эти продукты обычно не фигурируют в валовом внутреннем продукте страны, поскольку они обычно не продаются и не покупаются, а если продаются, то только на местных рынках. Однако если сельские жители не в состоянии получить эти продукты, что вполне может случиться при деградации окружающей среды, чрезмерной эксплуатации

природных ресурсов или даже при создании охранимого заповедника, тогда уровень их жизни может понизится, доводя людей до вымирания. В этом случае жители вынуждены покинуть родную местность в поисках другой среды обитания.

Изучение традиционных человеческих сообществ в развивающемся мире показывает, насколько широко люди эксплуатируют окружающую среду для удовлетворения своих потребностей в дровах, овощах, фруктах, мясе, лекарственных растениях, растительных волокнах и в строительных материалах [Myers, 1994; Balick, Cox, 1996]. Например, около 80% населения Земли доверяет только традиционной медицине, использующей растения и животных [Tuxill, 1999]. Более 5000 видов используется для медицинских целей в Китае и около 2000 – в бассейне р. Амазонки.

Одной из основных потребностей сельских жителей является протеин (белок), который они в основном добывают охотой на диких животных. Во многих районах Африки дичь вносит значительную долю протеина в диету среднестатистического человека: в Ботсване – около 40%, Демократической Республике Конго – 75% [Myers, 1988]. В мире каждый год ловится 108 млн т рыбы, ракообразных и моллюсков, в основном диких видов, причем 91 млн т составляет морской улов, 17 млн т – пресноводный [WRI, 1998]. Много из этого потребляется на месте.

Потребительская ценность определяется стоимостью, которую люди должны будут заплатить, чтобы купить продукт на рынке, если его местные источники уже истощены. В большинстве случаев у людей нет денег, чтобы покупать продукты на рынке. Когда местные природные ресурсы истощаются, люди впадают в бедность или мигрируют в большие города.

Хотя зависимость от местных природных ресурсов по большей части ассоциируется с развивающимися странами, в развитых странах, таких как США и Канада, сотни тысяч людей тоже зависят от наличия дров для обогрева жилища и дичи в качестве мяса. Многие из этих людей не смогут выжить в удаленных районах, если не смогут купить топливо и мясо.

1.17. Рыночная ценность

Рыночная ценность – это потребительская ценность продуктов, которые добываются из дикой природы и продаются на внутренних и внешних коммерческих рынках. Эти продукты обычно оцениваются стандартными экономическими методами по цене,

которая дается в первой точке продажи за минусом стоимости доставки, а не по конечной цене продуктов, хотя природное сырье может в действительности служить исходным материалом для производства дорогостоящих продуктов [Godoy et al., 1993]. Например, кора дикой каскары (*Rhamnus purshiana*), собираемая на западе США, служит основным ингредиентом для некоторых фирменных слабительных препаратов. Закупочная цена коры составляет около 1 млн долл. в год, а конечная цена препарата, производимого из коры, составляет 75 млн долл. в год [Prescott-Allen, Prescott-Allen, 1986]. Диапазон сырья, получаемого из окружающей среды, а затем продаваемого на рынках, огромен. Но основными являются дрова, строительный лес, рыба, моллюски, лекарственные растения, дикорастущие плоды и овощи, мясо диких животных и их кожа, растительные волокна, мед, воск, природные красители, морские водоросли, фураж для животных, природная парфюмерия, камедь [Baskin, 1997].

Ценность природных продуктов значительна даже в промышленно развитых странах. С. Prescott-Allen и R. Prescott-Allen (1986) подсчитали, что 4,5% внутреннего валового продукта США в некоторой степени зависят от продуктов дикой живой природы, а это составляет в среднем 87 млрд долл. в год. Процент значительно выше для развивающихся стран, в которых меньше развита промышленность и выше процент сельского населения.

В настоящее время древесина находится среди наиболее значимых продуктов, получаемых из окружающей среды, оборот которой на международных рынках в денежном выражении составляет 120 млрд долл. в год. [WRI, 1998]. Древесина все интенсивнее экспортируется тропическими странами, что позволяет им зарабатывать твердую валюту, формировать капитал для индустриализации и оплачивать внешний долг. В таких тропических странах, как Индонезия и Малайзия, продукты из древесины являются основными статьями дохода от экспорта, принося миллиарды долларов в год. Другие лесные продукты, такие как дичь, плоды, смолы и каучук, ротанг и лекарственные растения,— также имеют большое производственное значение и находят широкое использование. Например, их объем составляет 63% общего валютного дохода, полученного Индией от экспорта лесной продукции. Эти лесные продукты, которые, в отличие от древесины, порой ошибочно называются “второстепенными”, на самом деле чрезвычайно важны с точки зрения экономики и могут в будущем

иметь большее значение, чем одноразовая вырубка леса [Daily, 1997].

Значение не древесных продуктов, наряду с той важнейшей ролью лесов в функционировании экосистем планеты, должно стать решающим экономическим обоснованием необходимости сохранения лесов во всем мире на много лет вперед.

1.18. Косвенная экономическая ценность

Косвенная экономическая ценность связана с естественными экосистемными процессами, которые приносят экономическую выгоду без изъятия продукта и нарушения экосистем. Эта экономическая ценность не связана с товарами или услугами, которыми оперирует традиционная экономика, поэтому она никак не отражается в статистике национальной экономики, например в оценке внутреннего валового продукта. Однако аспекты функционирования экосистем, являющихся объектом косвенной экономической стоимости, могут определять возобновляемость для производства природного сырья, от которого зависит экономика. Если естественные экосистемы не обеспечивают возобновление сырья, альтернативный источник хотя и может быть найден, но порою ценой больших затрат.

1.19. Непотребительская ценность

Биологические сообщества создают широкое разнообразие ценностей, которые не потребляются в процессе их использования. Среди них предотвращение наводнений и эрозии почв, очистка воды и просто места отдыха и наслаждения природой. В некоторых случаях непотребительскую ценность можно рассчитать. Экономисты только приступают к определению ценности экосистем на региональном и глобальном уровнях. Эти расчеты пока находятся на начальном уровне, но уже есть данные о том, что ценность экосистем чрезвычайно велика и составляет около 32 трлн долл. в год, что намного превышает выгоду от прямой эксплуатации биоразнообразия [Costanza et al., 1997]. В связи с тем, что эта величина больше глобального национального продукта на 18 трлн долл. в год, можно сделать вывод, что человеческие сообщества полностью зависят от естественных систем и не в состоянии оплачивать замену этих ценностей, которые сейчас предоставляются бесплатно, но могут быть утрачены или разрушены. Другие оценки косвенной ценности биологического разнообразия несколько ниже

[Pimental et al., 1997]. Многие экономисты остро дискутируют по поводу того, как проводить эти вычисления, и указывают на то, что предстоит еще много сделать в этом важном вопросе. Ниже рассматриваются аспекты, относящиеся к тем преимуществам сохранения биологического разнообразия, которые обычно не появляются в балансах отчетов по оценке воздействия на окружающую среду или в отчетах по внутреннему валовому продукту.

1.20. Продуктивность экосистем

Способность растений и водорослей осуществлять фотосинтез позволяет живым тканям аккумулировать энергию солнца. Этот растительный материал является отправной точкой бесчисленных пищевых цепочек, ведущих ко всем животным продуктам, потребляемым человеком. Приблизительно 40% продуктивности суши сейчас прямо или косвенно используется человеком [Vitousek, 1994]. Сведение растительности в результате чрезмерного выпаса домашних животных, перевырубки леса или частых пожаров нарушают способность экосистем к запасанию солнечной энергии, что ведет к уменьшению биомассы растений и, в конечном итоге, к ухудшению состояния животного сообщества (включая человека), населяющего данную территорию.

Например, в эстуариях происходит интенсивное развитие растений и водорослей, которые являются начальным звеном пищевых цепей, обеспечивающих коммерческое поголовье рыб и беспозвоночных. Национальная морская промысловая служба США оценила, что нарушения эстуариев наносят Соединенным Штатам ущерб в более чем 200 млн долл. ежегодно. Эта цифра отражает падение промышленного вылова рыбы и беспозвоночных, а также потерю прибылей, связанных со спортивной ловлей рыбы [McNeely et al., 1990]. Даже в том случае, когда деградированные или поврежденные экосистемы восстанавливаются или реставрируются зачастую ценой больших затрат, они, как правило, не могут выполнять свои прежние функции и отличаются обедненным и измененным видовым составом.

Ученые проводят активные исследования влияния потери одного или нескольких видов из биологических сообществ на продуктивность экосистем [Chapin et al., 1998]. Многие исследования естественных и экспериментальных травянистых сообществ подтверждают тот факт, что по мере снижения их

видового разнообразия, продуктивность сообщества снижается, оно становится менее устойчивым к изменениям окружающей среды, например к засухам [Tilman et al., 1996]. Можно утверждать, что с утратой видов биологические сообщества хуже приспосабливаются к изменениям условий, обусловленных деятельностью человека, включая изменения климата из-за увеличения количества CO₂ в атмосфере.

Захита водных и почвенных сообществ. Биологические сообщества играют важную роль в защите водоразделов и водных бассейнов, создавая буферные зоны для поддержания качества воды и спасая от наводнений и засух [Wilson, Carpenter 1999]. Мертвые растения и опавшие листья защищают поверхность почвы от дождей, а корни и почвенные животные разрыхляют почву, превращая ее во впитывающую губку. Поэтому после ливней потоки не устремляются по склонам, вызывая наводнения, а, напротив, почва отдает воду постепенно в течение нескольких дней или недель.

При нарушении растительности в результате вырубки леса, сельскохозяйственной или прочей деятельности человека значительно усиливается эрозия почв и появляются оползни, что снижает ценность земли. Ущерб, нанесенный почве, ограничивает возможность восстановления растительности после ее нарушения и может привести к тому, что земля выходит из сельскохозяйственного использования. Кроме этого, взвесь частичек почвы в воде при паводке может погубить пресноводных животных, организмы, обитающие в коралловых рифах, а также организмы, обитающие в эстуариях. Эта взвесь делает воду непригодной для питья и ухудшает здоровье прибрежных жителей. Повышенная эрозия почв приводит к заиливанию водохранилищ электростанций и вызывает уменьшение выработки электроэнергии, создает песчаные наносы, острова, тем самым снижая возможности навигации по рекам и в портах.

Беспрецедентные катастрофические наводнения в Бангладеш, Индии, на Филиппинах и Таиланде связаны с недавней обширной вырубкой лесов в бассейнах рек. Они привели к тому, что все явственней слышатся призывы местного населения к запрещению вырубки лесов. Ущерб сельскохозяйственным территориям в Индии, пострадавшим от наводнения, привел к осуществлению масштабных государственных и частных программ по посадке деревьев в Гималаях. В промышленных странах защита болот стала

приоритетным направлением работ по предотвращению затоплений территорий хозяйственного назначения. Превращение заливных территорий в сельскохозяйственные вдоль рек бассейна Миссисипи на среднем западе Соединенных Штатов и Рейна в Европе в последние годы считается важным фактором борьбы с наводнениями.

В последние годы во всем мире крупные растущие города сталкиваются с проблемой нехватки запасов питьевой и технической воды для промышленного и ирригационного использования. Стоимость очистки воды столь велика, что защита водосборных площадей становится приоритетным направлением и позволяет правильно оценивать ценность экосистем. Необходимость защиты водных ресурсов привела к тому, что город Нью-Йорк заплатил 1 млрд долл. сельским округам штата Нью-Йорк для сохранения лесов на территории водосбора вокруг водохранилищ. Это явилось хорошим капиталовложением, так как оплата стоимости той же самой работы в случае водоочистительных сооружений обошлась бы от 8 до 9 млрд долл.

1.21. Регулирование климата

Сообщества растений важны для смягчения климата на местном, региональном или даже глобальном уровнях [Couzin, 1999]. На местном уровне деревья обеспечивают тень и испарение воды, что в жарком климате снижает локальную температуру. Этот охлаждающий эффект уменьшает потребность в вентиляторах и кондиционерах, повышает уровень комфорта и, следовательно, эффективность работы людей. Деревья, кроме этого, важны для защиты от ветра и как средство снижения тепловых потерь зданий в холодом климате.

На региональном уровне испарение растений возвращает воду назад в атмосферу, откуда она возвращается на землю в виде дождя. Уничтожение лесной растительности в таких регионах, как бассейн Амазонки и в западной Африке, может привести к снижению среднего ежегодного количества осадков в регионе. На глобальном уровне при росте растений связываются соединения углерода. Потеря растительности приводит к повышению уровня содержания диоксида углерода в атмосфере, что является причиной глобального потепления [Kremen et al., 1999]. Растения также являются “зелеными легкими” нашей планеты, вырабатывающими кислород, которым дышат все живые существа.

Переработка отходов и сохранение питательных веществ. Биологические сообщества могут способствовать разложению и связыванию загрязняющих веществ, представленных тяжелыми металлами, пестицидами и нечистотами, спускаемыми в воду в процессе деятельности человека [Odum, 1997]. Грибы и бактерии особенно важны в этой роли. Дополнительные питательные вещества, которые возникают в процессе разложения, могут использоваться водорослями и растениями, тем самым создаются новые пищевые цепи. Ценность водных биологических сообществ в процессе очистки воды, создания и сохранения питательных веществ была оценена приблизительно в 18 трлн долл. в год [Costanza et al., 1997].

Великолепным примером такого функционирования экосистемы является Бухта Нью-Йорка площадью в 5200 км² (2000 квадратных миль), образующаяся при впадении р. Гудзон. Бухта Нью-Йорка работает как бесплатная система переработки канализационных отходов, которые сливаются туда в результате жизнедеятельности 20 млн человек, живущих на территории мегаполиса Нью-Йорк. Если же бухта Нью-Йорка будет разрушена или повреждена в результате суммарного эффекта перегрузки сточными водами и береговой хозяйственной деятельностью, то придется создавать альтернативную систему переработки отходов, включающую в себя мощные системы очистки воды и гигантские засыпные свалки стоимостью в миллиарды долларов.

Взаимосвязь видов. Существование многих видов, которые имеют для человека непосредственную производственную ценность, зависит, в свою очередь, от диких видов, не имеющих прямой ценности для человека. Таким образом, исчезновение последних может привести соответственно к исчезновению культивируемых видов, важных для экономики. Например, дичь и рыба, используемые человеком, зависят от насекомых и растений, которыми они питаются. Исчезновение популяций насекомых или растений приведет к исчезновению животных, используемых человеком. Птицы и хищные насекомые защищают хлебные злаки. Например, богомолы (семейство Mantidae) питаются насекомыми-вредителями, наносящими ущерб злаковым. Многие растения зависят от насекомых при опылении, необходимом для формирования семян и плодов [Buchmann, Nabhan, 1996]. Многие полезные виды растений зависят от летучих мышей и птиц, которые

питаются плодами и при этом распространяют семена [Fujita, Tuttle, 1991].

Благодаря взаимосвязи в биологических сообществах между деревьями в лесу, злаками и почвенными грибами и бактериями, растения обеспечиваются важными питательными веществами, поступающими при разложении мертвых растений и животных. Слабый рост и массовое вымирание деревьев в лесу, наблюдающееся по всей Европе, могут быть частично связаны с влиянием кислых дождей и загрязнений на почвенные грибы [Cherfas, 1991].

Отдых и экологический туризм. Основное направление рекреационной деятельности – это получение удовольствия без разрушения природы. Речь идет, например, о пешеходном туризме, фотографии, наблюдении за китами или птицами и т. п. Стоимостная ценность такой деятельности, иногда называемой приятным времяпрепровождением, бывает порой довольно значительной (рис. 1.8).

Например, 84% канадцев отдыхают на природе, а это приносит приблизительно 800 млн долл. в год. В Соединенных Штатах около



Рис. 1.8. Большинство людей находят общение с другими видами познавательным и радостным. Группа экотуристов подбадривает

запутавшегося в свисающих с траулера сетях малого полосатика (*Balaenoptera acutorostrata*), которого они высвобождают; к сети позади кита прикреплен поплавок, поддерживающий кита на поверхности, чтобы он мог дышать. Позже спасателям удалось освободить кита из сетей. Встречи с животными, которых удается наблюдать на расстоянии, например традиционные “наблюдения за китами” или “фотосафари” в Африке, могут обогатить жизнь человека (фото Скотта Ккауса, Аквариум Новой Англии).

100 млн взрослых и столько же детей тоже отдыхают на природе, расходуя не менее 54 млрд долл. на наблюдения за дикой природой, рыбалку и охоту. Более сложные системы учета такого отдыха, принимающие во внимание оплату услуг, дорожные расходы, проживание и приобретение оборудования, позволяют предположить, что рекреационная ценность мировых экосистем может составлять до 800 млрд долл. в год [Costanza et al., 1997].

На объектах национального и международного значения связанных с природоохранной деятельностью или особенно живописной красотой, например в Йеллоустоунском национальном парке, рекреационная ценность превосходит ценность местного производства, включающего сельское хозяйство, горнодобывающую промышленность и лесозаготовки [Power, 1991]. Даже такая рекреационная активность, как охота и рыбная ловля, которая в теории является потребительской, может считаться на практике непотребительской, поскольку пищевая ценность животных, добывших рыболовами или охотниками, обычно чрезвычайно мала по сравнению со временем и финансами, затраченными на этот вид деятельности. В сельской экономике спортивное рыболовство и охота приносят сотни миллионов долларов. Рекреационная ценность может быть даже выше, чем показывают эти цифры, так как многие посетители парков, рыболовы-спортсмены и охотники говорят о том, что они готовы, если потребуется, платить еще более высокую входную плату или плату за лицензию.

Экологический туризм является быстрорастущей отраслью индустрии многих стран, включающей в свою орбиту до 200 млн человек и приносящий во всем мире миллиарды долларов ежегодно. Экотуристы посещают страну и расходуют деньги, чтобы соприкоснуться с биологическим разнообразием страны и увидеть самые интересные виды [Ceballos-Lascurain, 1993]. Однако существует опасность, что организованный туризм может создавать у посетителей обработанную цензурой благодушную картину

впечатлений, из-за которой они не смогут осознать или увидеть серьезные социальные или экологические проблемы, подвергающие биологическое разнообразие большой опасности. Экологический туризм может способствовать деградации некоторых мест. Например, туристы могут неосознанно вытаптывать дикие растения, разрушать кораллы, беспокоить колонии гнездящихся птиц или отпугивать зверей от мест водопоя или кормежки [Giese, 1996].

1.22. Образовательная и научная ценность

Многие книги, журналы, телевизионные программы, компьютерные материалы и фильмы, создаваемые с образовательной или развлекательной целью, основаны на сюжетах, почерпнутых в природе. Все больше и больше материалов по естественной природе включаются в школьные программы. Эти образовательные программы, возможно, стоят миллиарды долларов в год. Большое количество профессиональных ученых и педагогов наряду с глубоко увлеченными любителями принимают участие в проведении экологических наблюдений и подготовке учебных материалов. В сельских регионах эта деятельность осуществляется на научных полевых станциях, которые являются источником занятости и обучения для местных людей. Кроме того, что эта научная деятельность полезна для тех мест, где она осуществляется, особая ее ценность заключается в расширении знаний, углублении образования и обогащении опыта человека.

1.23. Индикаторы состояния окружающей среды

Виды, которые особенно чувствительны к токсичным веществам, могут служить “системами раннего оповещения”, обеспечивая мониторинг здоровья окружающей среды. Наиболее известными живыми индикаторами являются лишайники, которые растут на скалах и поглощают химикаты, содержащиеся в дождевой воде и воздухе [Hawksworth, 1990]. Высокий уровень токсичных материалов убивает лишайники, а каждый лишайник имеет определенный уровень устойчивости к загрязнению воздуха. Состав сообщества лишайников в какой-либо области может быть использован как биологический показатель уровня загрязнения воздуха. Их распределение и состояние могут быть использованы для определения областей загрязнения вокруг их источников, например плавильных производств. Водные фильтрующие животные, такие как моллюски, тоже используются для

мониторинга загрязнения окружающей среды, поскольку они пропускают через себя большие объемы воды и концентрируют в своих тканях токсичные химикаты, например ядовитые металлы и пестициды.

1.24. Опционная ценность

Опционная ценность видов заключается в том, что они потенциально могут принести человечеству экономическую пользу в какой-то момент времени в будущем. С изменением потребностей в обществе, меняются методы удовлетворения этих потребностей. Часто решение новых проблем связано с животными или растениями, которые ранее никак не использовались. Размах исследований новых природных продуктов чрезвычайно широк. Энтомологи заняты поиском насекомых, которых можно использовать в качестве биологических агентов управления вредителями; микробиологи исследуют бактерии, которые смогут помочь в биохимическом производстве; зоологи определяют виды, которые вырабатывают животный белок более эффективно и с меньшими потерями для окружающей среды, чем существующие домашние животные.

Трудно определить возможную будущую экономическую ценность различных видов, поскольку она может опираться на продукты или процессы, которые сейчас сложно себе представить. Например, указание на то, что биологическое разнообразие является “природным богатством” приобрело недавно новое значение благодаря удивительным данным о том, что некоторые растения могут накапливать довольно значительное количество золота, что в конечном итоге может привести к выращиванию этих растений на старых разработках ценных минералов [Anderson et al., 1998]. Если биологическое разнообразие сократится, возможности ученых обнаруживать и использовать для таких целей новые виды будут ограничены.

Учреждения здравоохранения и фармацевтические компании предпринимают значительные усилия по сбору и сiftingу растений и других видов для препаратов, способных побеждать болезни человека [Eisner, Beiring , 1994; Tuxill, 1999]. Открытие сильного противоракового компонента в тихоокеанском тисе (*Taxus brevifolia*), дереве родом из старых североамериканских лесов, является одним из недавних результатов таких исследований. Еще один вид, имеющий медицинскую ценность, – это дерево гинкго

(*Ginkgo biloba*), которое произрастает в некоторых изолированных областях Китая. Последние 20 лет развивается индустрия (приносящая 500 млн долл. в год) культивирования дерева гинкго и производства препаратов из его листьев, которые широко применяются в Европе и Азии для лечения заболеваний, связанных с кровообращением, инсультами и потерей памяти (рис. 1.9; [Del Tredici, 1991]).



Рис. 1.9. Деревья гинкго специально культивируют для получения из их листьев ценных медикаментов. Каждый год собирают молодые побеги и ветви. Этот вид составляет основу для фармацевтического бизнеса, приносящего каждый год сотни миллионов долларов (фото Петера Дель Тредичи, дендрарий Арнольда)

Развивающаяся биотехнологическая индустрия направлена на поиск новых путей снижения загрязнения, разработку производственных процессов и на борьбу с различными заболеваниями человека [Frederick, Egan, 1994]. В некоторых случаях оказывается, что только что открытые или уже известные виды обладают свойствами, необходимыми для того, чтобы справиться с серьёзными проблемами, стоящими перед человечеством. Инновационные технологии молекулярной биологии позволяют ценные гены, обнаруженные в одном виде, перенести в генетический аппарат других видов. Среди наиболее многообещающих новых видов, которые исследуются учеными от промышленности, являются древние бактерии, которые живут в экстремальных средах таких, как глубоководные геотермальные расщелины и горячие источники [Jarrell et al., 1999]. Эти бактерии, которые живут в необычных химических или физических условиях, могут быть адаптированы под особые промышленные производства, имеющие значительную экономическую ценность. Одним из самых главных инструментов индустрии биотехнологий, дающей многие миллиарды долларов, является цепная реакция полимеразы (PCR), используемая для умножения копий ДНК. Но она зависит от энзима (фермента), который стабилен при высоких температурах. Этот энзим изначально был получен от бактерий (*Thermus aquaticus*), обитающих в естественных горячих источниках в Йеллоустоунском национальном парке. Компании Hoffman-LaRoche и Perkins-Elmer, владельцы патента PCR, благодаря этой технологии зарабатывают 200 млн долл. в год.

Сейчас постоянно обсуждается следующий вопрос: кому принадлежат права коммерческой разработки мирового биоразнообразия? В прошлом различные виды собирались свободно в местах их обитания. Корпорации, как это бывает в развитом мире, затем продавали продукты, полученные в результате использования этих видов, и получали прибыль. Все чаще и чаще правительства развивающихся стран требуют возвращать часть прибыли, полученной от конечных продуктов, в страны и местные сообщества, где было добыто соответствующее сырье [Vogel, 1994]. Подготовка соглашений и разработка процедур указывают на то, что в этом направлении в ближайшие годы придется вести большую дипломатическую и экономическую работу.

Большинство видов имеют небольшую прямую экономическую ценность или не имеют ее вообще, лишь небольшое их количество

может использоваться в лечебных целях, в промышленности или служить гарантией предотвращения потери какой-нибудь главной злаковой культуры. Если один из таких видов исчезнет еще до того, как его обнаружат, то для глобальной экономики это может обернуться огромной потерей, даже если большинство видов в мире будет сохранено. Можно сказать иначе, что разнообразие видов на планете сравнимо с учебным пособием о том, как создать полноценную жизнь на Земле. Потерять вид – это значит выдрать страницу из такого учебного пособия. Если нам когда-либо потребуется информация с этой страницы для того, чтобы сберечь самих себя и другие виды Земли, только тогда мы сумеем оценить безвозвратность потери.

1.25. Ценность существования

Многие люди во всем мире интересуются жизнью дикой природы и растениями; они обеспокоены их защитой. Эта обеспокоенность может быть связана с желанием однажды посетить места обитания уникальных видов и увидеть их в дикой природе, или это может быть какая-то другая абстрактная связь. Некоторые виды, так называемая “харизматическая мегафауна”, представленная пандами, львами, слонами, ламантинами, бизонами и многими птицами, вызывают сильный отклик в душе человека. Люди ценят эти эмоции и прямо выражают их, давая средства и вступая в организации, которые занимаются сохранением и защитой этих видов и среды их обитания. В Соединенных Штатах в общей сложности было пожертвовано 4 млрд долл. в 1995 году организациям, которые занимаются охраной диких животных в их среде обитания. Среди них Комитет по охране природы (Nature Conservancy), Всемирный фонд дикой природы (World Wildlife Fund), организация Утки без границ (Ducks Unlimited). Возглавляет список Сьерра Клуб (Sierra Club). Граждане также выражают свою озабоченность тем, что обращаются к своим правительствам с просьбой выделять больше средств на программы, связанные с охраной природы. Например, правительство Соединенных Штатов уже израсходовало 30 млн долл. для защиты такого редкого вида, как калифорнийский кондор (*Gymnogyps californianus*). Эта ценность существования может быть связана с такими биологическими сообществами, как вековые леса, тропические дождевые леса, прерии, береговые болота и зоны особых ландшафтов. Люди и организации вносят большие суммы денег для того, чтобы обеспечить существование этих сред обитания

и в дальнейшем. Деньги, направленные на защиту биологического разнообразия, особенно в развитых странах мира, достигают миллиардов долларов в год. Эта сумма характеризует ценность существования видов и биологических сообществ уже тем, что люди готовы платить такие средства для того, чтобы не допустить исчезновения видов и сред их обитания.

В итоге экологическая экономика помогла привлечь внимание к широкому диапазону товаров и услуг, которые обеспечены биологическим разнообразием. Это помогает ученым лучше оценивать проекты, так как они теперь могут учитывать важные переменные – воздействие на окружающую среду – это то, что раньше выпадало из всех расчетов. После проведения полного анализа крупномасштабных хозяйственных проектов, многие из которых изначально выглядели вполне успешными, оказалось, что целый ряд этих проектов оказался экономически убыточным. Например, для оценки такого хозяйственного проекта, как проект ирригации с использованием воды, получаемой из тропической водно-болотной экосистемы, следует сравнить краткосрочные преимущества (повышение урожайности зерновых) с затратами на последующее сохранение окружающей среды. Рис. 1.10 показывает общую экономическую ценность тропической влажной экосистемы, включая ценность использования, опционную ценность и ценность существования.



Рис. 1.10. Оценка успешности проекта должна учитывать весь диапазон его воздействия на окружающую среду. На рис. показана общая

экономическая ценность тропической влажной экосистемы. Если учесть это падение стоимости, то ирригационные проекты могут оказаться экономически убыточными [по данным Barbier, 1993].

При разрушении болотистой экосистемы вследствие удаления воды, способность экосистемы предоставлять услуги, показанные на рис. 1.10., убывает, ценность значительно снижается, и экономическая отдача от проекта становится спорной. Только путем включения ценности болотистых зон в расчеты проекта можно получить реальную картину всего проекта.

1.26. Этика и окружающая среда

Создание методов экологической экономики является позитивным фактором для развития охраны дикой природы, но, кроме того, это следует рассматривать как проявление желания принять существующую мировую экономическую систему такой, какая она есть, лишь с небольшими изменениями. В существующей же экономической ситуации, когда миллионы детей умирают от болезней, неправильного питания, преступлений и войн, и когда тысячи уникальных видов исчезают каждый год из-за разрушения их среды обитания, мы должны задать себе вопрос: нужны ли нам небольшие изменения или крупные изменения структурного характера?

Комплексный подход к защите биологического разнообразия и улучшения жизни человечества, осуществляемый через систему строгих правил, поощрений и штрафов, а также мониторинга окружающей среды, должен изменить фундаментальные ценности нашего материального общества. Этика окружающей среды, новое энергично развивающее направление в философии, отражает этическую ценность природы мира [Van de Veer, Pierce, 1994; Armstrong, Botzler, 1998]. Если наше общество будет опираться на принципы этики окружающей среды, то сохранение природной среды и поддержание биологического разнообразия станет фундаментальным и приоритетным направлением. Естественным последствием станет: снижение потребления ресурсов, расширение охраняемых территорий и усилия по ограничению роста населения земного шара. Тысячи лет многие традиционные культуры успешно сожительствуют друг с другом благодаря социальной этике, которая поддерживает личную ответственность и эффективное рациональное

использование ресурсов, – и это может стать приоритетом для современных сообществ.

Хотя экономические доводы зачастую убедительно поддерживают защиту биологического разнообразия, следует помнить и о сильных этических аргументах [Naess, 1989; Rolston, 1994]. Они исходят из системы ценностей большинства религий, философий и культур и вполне понятны большинству людей. Этические доводы сохранения биологического разнообразия апеллируют к благородным инстинктам людей и базируются на правдивых источниках. Они могут апеллировать к общему уважительному отношению к жизни, благоговению перед природой, к чувству прекрасного, красоте, хрупкости, уникальности или древности живого мира, или к вере в божественное создание мира. Люди готовы воспринимать или, по крайней мере, прислушиваться к этим доводам, опираясь на свою систему верований [Callicott, 1994].

И наоборот, доводы, опирающиеся на экономику, по-прежнему находятся в процессе уточнения и разработки, а многие из них оказываются несостоительными, неточными и неубедительными. Экономические доводы сами по себе могут дать хорошую основу для оценки видов, но их нельзя использовать для принятия решений о том, что данный вид следует сохранять, а другой нет [Bulte, van Kooten, 2000]. С экономической точки зрения виды небольших физических размеров, образующие небольшие популяции с ограниченным географическим распространением, имеющие непривлекательную внешность, непосредственно не используемые человечеством и не связанные с видами, имеющими экономическое значение, будут иметь и небольшую экономическую ценность. Такими качествами, возможно, обладает большая часть видов в мире, особенно насекомые, некоторые беспозвоночные, грибы, не цветущие растения, бактерии и проч. Дорогостоящие попытки сохранения этих видов в обозримом будущем не найдут экономического обоснования.

Можно выдвинуть несколько аргументов этического плана в защиту сохранения всех видов, независимо от их экономической ценности. Последующие рассуждения важны для биологии сохранения, поскольку они представляют логические доводы в защиту редких видов и видов, не имеющих очевидной экономической ценности.

- Каждый вид имеет право на существование. Все виды представляют уникальное биологическое решение проблемы

выживания. На этом основании существование каждого вида должно быть гарантировано, независимо от распространения данного вида и его ценности для человечества. Это не зависит от численности вида, от его географического распространения, древний это или недавно появившийся вид, экономически значим он или нет. Все виды являются частью бытия и поэтому имеют столько же прав на жизнь, сколько и человек. Каждый вид ценен сам по себе, независимо от потребности человека. Кроме того, что люди не имеют права уничтожать виды, они еще должны и нести ответственность за принятие мер по предотвращению вымирания вида в результате человеческой деятельности. Этот аргумент предвосхищает то, что человек поднимется над ограниченной антропоцентрической перспективой, станет частью жизни и отождествится с большим жизненным сообществом, в котором мы будем уважать все виды и их право на существование.

Как можно давать право на существование и законодательно защищать виды, лишенные человеческого сознания и понятия морали, права и долга? Далее, как могут виды не животного происхождения, такие как мхи или грибы, иметь права, когда у них нет даже нервной системы, чтобы соответствующим образом воспринимать окружающую среду? Многие защитники этики окружающей среды полагают, что виды имеют право на жизнь потому, что они производят потомство и непрерывно адаптируются к изменяющемуся окружению. Преждевременное вымирание видов в результате человеческой деятельности разрушает этот естественный процесс и может рассматриваться как “сверхубийство” [Rolston, 1989], поскольку оно убивает не только отдельных представителей, но и будущие поколения видов, ограничивая процесс эволюции и видеообразования.

• *Все виды взаимозависимы.* Виды как части естественных сообществ взаимодействуют сложным образом. Потеря одного вида может иметь далеко идущие последствия для других видов сообщества. В результате могут вымереть другие виды, и все сообщество дестабилизируется в результате вымирания групп видов. Гипотеза Геи заключается в том, что по мере того, как мы все больше узнаем о глобальных процессах, нам все больше открывается, что многие химические и физические параметры атмосферы, климата и океана связаны с биологическими процессами на базе саморегулирования [Lovelock, 1988]. Если дело обстоит именно так, то наши инстинкты самосохранения должны толкать

нас на сохранение биоразнообразия. Когда мир вокруг нас процветает, то и мы процветаем. Мы обязаны сохранять систему в целом, поскольку она выживает только как целое. Люди как рачительные хозяева ответственны за Землю. Многие последователи религиозных воззрений считают уничтожение видов недопустимым, поскольку все они – творения Бога. Если Бог создал мир, то и созданные Богом виды имеют ценность. В соответствии с традициями иудаизма, христианства и ислама человеческая ответственность за охрану видов животных и растений является как бы статьей договора с Богом. Индуизм и буддизм также строго требуют сохранения жизни в окружающей природе.

• *Люди несут ответственность перед будущими поколениями.* Со строго этической точки зрения, если мы истощаем природные ресурсы Земли и становимся причиной вымирания видов, то будущие поколения людей должны будут за это заплатить ценой более низкого уровня и качества жизни. Поэтому современное человечество должно пользоваться природными ресурсами в режиме сохранения, не допуская уничтожения видов и сообществ. Мы можем представить себе, что одолживаем Землю у будущих поколений, и когда они получат ее от нас назад, то они должны обнаружить ее в хорошем состоянии.

• *Соотношение интересов человека и биологического разнообразия.* Иногда считают, что забота об охране природы освобождает от необходимости заботы о человеческой жизни, но это не так. Понимание сложности человеческой культуры и естественного мира заставляет человека уважать и защищать всю жизнь в ее многочисленных формах. Также правда и то, что люди, вероятно, лучше смогут защищать биологическое разнообразие, когда они будут обладать полными политическими правами, надежными средствами к существованию и знаниями о проблемах окружающей среды. Борьба за социальный и политический прогресс бедного и бесправного народа сравнима по усилиям с защитой окружающей среды. На протяжении длительного времени становления человека он шел по естественному пути “выявления всех форм жизни” и “уяснения ценности этих форм” [Naess, 1986]. В этом видится расширение круга моральных обязательств отдельного человека: распространение его личной ответственности на родственников, на свою социальную группу, на все человечество, животных, все виды, экосистемы и в конечном итоге на всю Землю (рис. 1.11; Noss 1992).

- Природа имеет свою духовную и эстетическую ценность, превосходящую ее экономическую ценность. На протяжении всей истории отмечалось, что религиозные мыслители, поэты, писатели, художники и музыканты черпали вдохновение в природе. Для многих людей важным источником вдохновения являлось любование первозданной дикой природой. Простое чтение о видах или наблюдения в музеях, садах, зоопарках, фильмы о природе – всего этого не достаточно. Почти каждый получает эстетическое наслаждение от дикой природы и ландшафтов. От активного общения с природой получают удовольствие миллионы людей. Потеря биоразнообразия уменьшает такое наслаждение. Например, если в следующие несколько десятилетий вымрут многие кипарисы, дикие цветы и бабочки, то будущие поколения художников и детей навсегда лишатся чарующих живых картин.

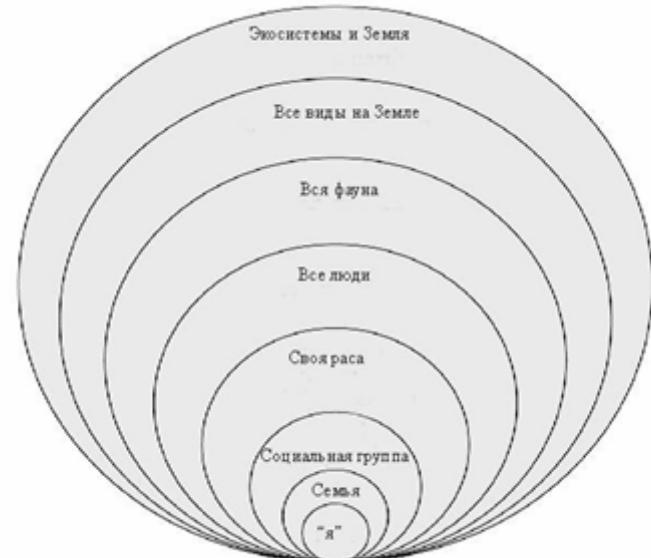


Рис. 1.11. Этика окружающей среды гласит, что у каждого индивида есть набор моральных обязательств, простирающийся от своего “я” и охватывающий все более широкие уровни [по Noss 1992].

- Биологическое разнообразие необходимо для определения происхождения жизни. В мировой науке существует три главных тайны: как произошла жизнь, откуда произошло все разнообразие жизни на Земле и как эволюционирует человечество. Тысячи биологов работают над решением этих проблем и вряд ли подошли ближе к их пониманию. Например, недавно систематики с использованием молекулярных методик обнаружили, что куст с острова Новая Кaledония в Тихом океане представляет единственный уцелевший вид из древнего рода цветковых растений. Однако когда такие виды исчезают, теряются важные ключи к решению главных загадок, и тайна становится все более неразрешимой. Если исчезнут ближайшие родственники человека – шимпанзе, бабуины, гориллы и орангутанги – мы потеряем важные ключи к пониманию эволюции человека.

1.27. Глубинная экология

Во всем мире активно работающие организации по окружающей среде, такие как Гринпис (Greenpeace) и Есвест! (EarthFirst!), обязаны использовать свои знания для защиты видов и экосистем. Одна из наиболее развитых идей поддержания активной деятельности описана в серии “Глубокая экология: жить как подскажет природа” (Deep Ecology: Living as if Nature Mattered) [Devall, Sessions, 1985; Naess, 1989; Sessions, 1995]. Глубокая экология начинается с предпосылки, что все виды ценные, как виды и сами по себе, и человек не имеет права уменьшать это богатство. Поскольку существующая человеческая деятельность разрушает биологическое разнообразие на Земле, то существующие политические, экономические, технологические и идеологические структуры должны измениться. Эти изменения повлекут улучшение качества жизни людей, что отразится в улучшении качества окружающей среды, в этике, культуре и религии в большей степени, чем в материальном потреблении. Философия глубинной экологии включает обязательную деятельность по реализации перемен посредством политики и с обязательным изменением жизни каждого человека. Идеи глубинной экологии наиболее близки биологии сохранения, поскольку это не только набор идей для обсуждения, но и мощный план для изменения жизни каждого человека, а также общества и политики.

Рекомендуемая литература

1. Armstrong S., Botzler R. (eds.). Environmental Ethics: Divergence and Convergence. N.Y.: McGraw-Hill, 1998.
2. Bulte E. van Kooten G.C. Economic science, endangered species, and biodiversity loss // Conservation Biology. 2000. V. 14. P. 113–119.
3. Costanza R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital // Nature. 1997. V. 387. P. 253–260.
4. Daily G. C. (ed.). Nature's Services: Societal Dependence on Ecosystem Services. Washington, D.C.: Island Press, 1997.
5. Heywood, V. H. Global Biodiversity Assessment. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
6. Meffe, G.C., Carroll C. R. and contributors. Principles of Conservation Biology, Second Edition. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 1997.
7. Morell V. The variety of life // National Geographic. 1999. V. 195 (February). P. 6–32.
8. Primack R. Essentials of Conservation Biology. Second Edition. Sunderland, MA.: Sinauer Associates, 1998.
9. Tilman, D. The ecological consequences of change in biodiversity: A search for general principles // Ecology. 1999. V. 80. P. 1455–1474.
10. Wilson, E. O. The Diversity of Life. Cambridge, MA.: Belknap Press of Harvard University Press, 1992.
11. World Conservation Monitoring Centre (WCMC). Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. L.: Chapman and Hall, 1992.

Глава 2. Угрозы биологическому разнообразию

Обратно в содержание

Здоровая окружающая среда составляет огромную экономическую, эстетическую и этическую ценность. Поддержание здоровья окружающей среды означает сохранение в хорошем состоянии всех ее составляющих: экосистем, сообществ, видов и генетического разнообразия. Первоначальные небольшие нарушения в каждом из этих компонентов могут в конечном итоге привести к его полному разрушению. При этом сообщества деградируют и сокращаются пространственно, теряют свое значение в экосистеме и в конечном итоге окончательно разрушаются. Но пока все исходные для сообщества виды сохраняются, оно еще может восстановиться. При уменьшении численности вида сокращается внутривидовая изменчивость, что может повлечь за собой такие генетические сдвиги, от которых вид уже не сможет оправиться. Потенциально после своевременных успешных спасательных мероприятий вид может восстановить свою генетическую изменчивость путем мутаций, естественного отбора и рекомбинаций. Но у вымирающего вида уникальность содержащейся в его ДНК генетической информации и комбинаций признаков, которыми он обладает, утрачиваются навсегда. Если вид вымер, то его популяции уже не восстановимы; сообщества, в которые они входили, безвозвратно обеднены и потенциальная ценность вида для человека окончательно утрачена.

2.1. Темпы исчезновения

Термин “исчезающий” или “вымирающий” имеет много нюансов и его значение может варьировать в зависимости от контекста. Вид считается полностью исчезнувшим (вымершим), когда нигде в мире не осталось ни одной живой особи этого вида: червеедка Бахмана вымерла (рис. 2.1). Если остаются живыми только отдельные особи в неволе или они так или иначе сохранились только под прямым контролем человека, то говорят, что вид исчез в естественных экосистемах. Дерево Франклина исчезло в природе, но хорошо растет в питомниках. В обоих случаях вид считается повсеместно исчезнувшим. Вид считается локально исчезнувшим, если его больше не обнаруживают на всей площади исходного ареала, но еще обнаруживают в некоторых точках: американский жук-могильщик, когда-то встречавшийся повсюду между восточной и центральной частями Северной Америки, сейчас локально исчез

везде, кроме трех отдельных областей. Некоторые биологи говорят об экологически исчезнувших видах в том случае, если вид остался при такой малой численности, что его влияние на другие виды в сообществе пренебрежимо мало: тигра можно считать экологически исчезнувшим. В дикой природе осталось так мало этих животных, что их влияние на популяции жертв незначительно.



Рис. 2.1. Одной из первых перелетных певчих птиц Неотропиков, вымерших в результате сведения тропических лесов, была червеедка Бахмана (*Vermivora bachmanii*), которую в последний раз видели в 1960-х годах. Леса на Кубе, где зимовал этот вид, были почти полностью сведены под посадки сахарного тростника. Здесь изображена червеедка вместе с цветущим деревом Франклина (*Franklinia altamaha*), которое исчезло в природе, хотя все еще встречается в дендрариях и в садах [по John James Audubon]; фото из библиотеки Эвил Сейл Стюарт, Академии естественных наук Фила-дельфии).

Самый существенный вопрос для биологии сохранения природы – это как долго сможет данный вид продержаться до полного исчезновения, вслед за крайним сокращением численности, деградацией или фрагментацией его местообитания? Когда численность популяции снижается до определенного критического уровня, вероятность его исчезновения становится очень высокой. В

некоторых популяциях отдельные оставшиеся особи могут прожить годы или десятилетия и даже размножаться, но все равно их дальнейшая судьба – исчезновение, если только не будут приняты решительные меры по их сохранению. В частности, среди древесной растительности последние изолированные нерепродуктивные экземпляры вида могут просуществовать сотни лет. Такие виды называют потенциально исчезнувшими: даже если формально вид еще не вымер, но популяция более не способна размножаться, и будущее вида ограничено временем жизни оставшихся экземпляров [Janzen, 1986]. Чтобы успешно сохранять виды, биологам необходимо выявлять те виды человеческой деятельности, которые влияют на устойчивость популяций и приводят к вымиранию видов. Они также должны определить факторы, усиливающие подверженность популяций вымиранию.

2.2. Исчезновение видов, вызванное человеком

В современный геологический период глобальное разнообразие видов достигло наивысшего расцвета. Так, прогрессивные группы организмов – насекомые, позвоночные, цветковые растения – наиболее разнообразно были представлены около 30 тыс. лет назад. Однако с того времени видовое разнообразие снизилось в связи с ростом численности людей [Leaky, Lewin, 1996]. Сегодня 40% от первичной продукции (живого вещества, производимого растениями) наземных экосистем так или иначе используется или уничтожается человеком; это составляет около 25% всей первичной продукции на Земле. Люди также оказывают все возрастающее доминирующее влияние на другие компоненты экосистем, например на круговорот азота и уровень углекислого газа.

Первое заметное влияние деятельности человека на темпы исчезновения проявилось на примере уничтожения крупных млекопитающих в Австралии, Северной и Южной Америке людьми, заселившими эти континенты тысячи лет назад. Вскоре после появления там человека от 74 до 86 % мегафауны – млекопитающих, весивших более 44 кг, – в этих областях исчезло. Это, возможно, было непосредственно связано с охотой [Martin, Klein, 1984; Miller et al., 1999] и косвенно с выжиганием и расчисткой лесов, а также с распространением принесенных заболеваний. На всех континентах и многочисленных островах существуют разнообразные яркие свидетельства того, что изменение

и разрушение мест обитания, производимые доисторическим человеком, совпадают с высокими темпами исчезновения видов.

Как же повлияла деятельность человека на темпы исчезновения в более современные эпохи? Лучше всего изучены темпы исчезновения птиц и млекопитающих, поскольку эти относительно крупные животные заметны и потому хорошо изучены. Темпы исчезновения остальных 99,9% существующих в мире видов остаются на сегодня лишь грубо прикидочными. Но и масштабы исчезновения птиц и млекопитающих определены весьма неточно, поскольку некоторые считавшиеся исчезнувшими виды были вновь обнаружены, а другие, напротив, считавшиеся еще существующими, могут в действительности оказаться вымершими. По наиболее точной оценке имеющихся данных, с 1600 года исчезло около 85 видов млекопитающих и 113 видов птиц (табл. 2.1), что составляет 2,1% существовавших в этот период видов млекопитающих и 1,3% птиц [Smith et al., 1993; Heywood 1995]. На первый взгляд эти цифры сами по себе не кажутся тревожными, но пугающей стала тенденция к возрастанию темпов исчезновения за последние 150 лет. За период с 1600 до 1700 темпы исчезновения птиц и млекопитающих составляли примерно один вид в десятилетие, а за период от 1850 года до 1950 года они возросли до одного вида в год. Такое увеличение темпов исчезновения видов говорит о серьезной угрозе, нависшей над биологическим разнообразием.

Таблица 2.1

Зафиксированные вымирания с 1600 года до наших дней^a

Таксон	Материк ^b	Острова ^b	Океан	Всего	Приблизительное число видов	Процент вымершего таксона
Млекопитающие	30	51	4	85	4000	2,1
Птицы	21	92	0	113	9000	1,3
Рептилии	1	20	0	21	6300	0,3
Амфибии ^c	2	0	0	2	4200	0,05
Рыбы ^d	22	1	0	23	19 100	0,1
Беспозвоночные ^d	49	48	1	98	1 000 000+	0,01
Цветковые растения ^e	245	139	0	384	252 000	0,2

^a Многочисленные дополнительные к этому списку виды предположительно вымерли, но это не зафиксировано учеными.

^b Материковые области – те, в которых площадь суши превышает 1 млн км² (размером с Гренландию или больше); меньшие области суши считаются островами.

^c В последние 20 лет отмечалось угрожающее снижение популяций амфибий; некоторые ученые полагают, что некоторые виды амфибий стоят на краю вымирания или уже вымерли.

^d Приведенные цифры главным образом представлены для Северной Америки и Гавайских островов.

^e Величины для цветковых растений включают как вымирания видов, так и подвидов и разновидностей.

В то же время есть некоторые свидетельства того, что за последние десятилетия произошло снижение темпов исчезновения птиц и млекопитающих. Частично это можно отнести за счет предпринимаемых усилий по спасению видов от исчезновения, но в то же время здесь кроется и иллюзия, созданная благодаря принятой международными организациями процедуре, согласно которой вид считается вымершим только в том случае, если его не встречали более 50 лет или если специально организованные поиски не позволили обнаружить ни одного оставшегося экземпляра. Многие виды, формально еще не окончательно исчезнувшие, сильно подорваны деятельностью человека и сохранились только в очень малом числе. Эти виды могут считаться экологически исчезнувшими, поскольку они больше не играют роли в организации сообщества. Будущее многих таких видов сомнительно.

Около 11% оставшихся видов птиц в мире находится под угрозой вымирания; близкие показатели получены для млекопитающих и деревьев. В табл. 2.2 показаны группы животных, для которых эта опасность наиболее велика, например семейство ящериц игуан [Mace, 1994]. Столь же велика опасность исчезновения для некоторых пресноводных рыб и моллюсков [Williams, Nowak, 1993]. В тяжелом положении находятся и виды растений. Особенно уязвимы голосемянные (хвойные, гинкго, саговники) и пальмы. Хотя вымирание является естественным процессом, более 99% случаев исчезновения современных видов можно отнести на счет деятельности человека [Lawton, May, 1995].

2.3. Темпы исчезновения в воде и на суше

Из всех известных видов животных и растений, исчезнувших с 1600 года, более половины приходится на островные виды (табл. 2.1), и это несмотря на то, что острова составляют лишь малую часть

поверхности Земли. Напротив, было установлено, что в мировом океане за современный период вымерло только 12 видов – три вида морских млекопитающих, пять морских птиц и четыре вида моллюсков – [Carlton et al., 1999]. Документальных свидетельств вымирания видов рыб или кораллов за этот период нет. С одной стороны, количество вымерших видов в морских средах почти наверняка недооценено, поскольку морские виды не так хорошо изучены, как наземные, а с другой – эти низкие показатели могут отражать и большую пластичность и устойчивость морских организмов к нарушениям среды обитания.

Но последствия выявленных потерь могут быть значительное, поскольку многие морские млекопитающие являются ключевыми хищниками, оказывающими большое влияние на морские сообщества. К тому же некоторые морские виды являются единственными представителями своего рода, семейства и даже отряда, так что вымирание даже отдельных морских видов может представлять собой серьезную потерю для глобального биологического разнообразия.

Таблица 2.2

Число исчезающих видов важнейших групп животных и растений и некоторых ключевых семейств и порядков

Группа	Примерное число видов	Число исчезающих видов	Процент исчезающих видов
Позвоночные животные			
Рыбы	24 000	452	2
Амфибии	3 000	59	2
Рептилии	6 000	167	3
Boidae (удавы)	17*	9	53
Varanidae (вараны)	29*	11	38
Iguanidae (игуаны)	25*	17	68
Птицы	9 500	1029	11
Anseriformes (гусеобразные)	109*	36	33
Psittaciformes (попугаи)	302*	118	39
Млекопитающие	4 500	505	1
Marsupialia (сумчатые)	179*	86	48
Canidae (волки и дикие собаки)	34*	13	38
Cervidae (олени)	14*	11	79
Растения			
Gymnospermae (голосемянные)	758	242	32
Angiospermae (цветковые растения)	240 000	21 895	9
Palmae (пальмы)	2 820	925	33

Источник: по Smith и др., 1993 и Mace 1994.

*Число видов, о которых имеются достоверные сведения.

Большое количество исчезновений пресноводных рыб и цветковых растений в материковых областях связано с большим числом видов, живущих в этих регионах. При обследовании богатой пресноводной ихтиофауны полуострова Малакка были найдены только 122 из 266 видов рыб, обитавших там раньше. В Северной Америке более одной трети видов пресноводных рыб находятся под угрозой вымирания. Опасность для водных беспозвоночных, таких как пресноводные моллюски и раки, особенно высока из-за воздействия плотин, загрязнения, интродуцированных видов и разрушения мест обитания.

2.4. Темпы исчезновения на островах

Самые высокие темпы исчезновения видов за исторический период установились на островах (табл. 2.3.). Большинство известных птиц, млекопитающих и рептилий, вымерших за последние 350 лет, обитали на островах [WCMC, 1992; Pimm et al., 1995]. Более чем 80% эндемичных растений на некоторых океанических островах тоже исчезли или находятся под угрозой исчезновения. Вид считается эндемиком для данной территории, если он в естественном состоянии встречается только здесь. Островные виды особенно подвержены вымиранию, поскольку многие из них эндемичны только для одного или нескольких островов и представлены здесь лишь одной или несколькими локальными популяциями. Но зарегистрированные на островах темпы вымирания могут казаться выше еще и потому, что эти области изучены лучше, чем континентальные.

Вид может быть эндемичен для обширной географической области, например как черемуха поздняя (*Prunus serotina*), которую находят повсюду в Северной, Центральной и Южной Америке; или вид может быть эндемичен для маленькой географической области, например варан с острова Комodo (*Varanus komodoensis*), обнаруженный только на нескольких островах Индонезийского архипелага. Более яркий пример – растение *Argyroxiphium sandwicense sandwicense*, встречающееся в природе только в одном кратере вулкана на Гавайских островах. Изолированные географические единицы, такие как отдаленные острова, древние озера, одиночные горные пики, часто отличаются высоким процентом эндемизма. Напротив, не изолированные географические единицы такой же площади имеют гораздо более низкий процент эндемичных видов. Один из наиболее замечательных примеров

изолированной области с высокой долей эндемизма – это остров Мадагаскар. Здешние влажные тропические леса исключительно богаты эндемичными видами: 93% из 28 видов приматов, 99% из 144 видов лягушек и более 70% видов растений острова больше нигде не встречаются. Еще более высокий процент эндемичных видов растений отмечен в Новой Зеландии. Для сравнения, в Великобритании и на Соломоновых островах лишь около 1% видов растений являются эндемиками (табл. 2.3). При разрушении и повреждении сообществ на Мадагаскаре и других изолированных островах, или при интенсивной эксплуатации популяций эти эндемичные виды вымирают. Напротив, материковые виды, распространённые на больших площадях, часто представлены многочисленными популяциями, поэтому потеря одной популяции не является катастрофой для вида в целом. Однако даже на материках некоторые области, имеющие большой геологический возраст и характеризующиеся большим разнообразием мест обитания, выделяются высоким уровнем эндемизма.

Таблица 2.3
Число видов растений и их статус для различных островов и островных групп

Остров(а)	Присущие виды	Эндемичные виды	Процент эндемиков	Число исчезающих видов	Процент исчезающих видов
Соломоновы острова	2780	30	1	43	2
Великобритания	1500	16	1	28	2
Шри Ланка	3000	890	30	436	15
Ямайка	2746	923	33	371	14
Филиппины	8000	3500	44	371	5
Куба	6004	3229	54	811	14
Фиджи	1307	760	58	72	6
Мадагаскар	9000	6500	72	189	2
Новая Зеландия	2160	1942	90	236	11
Австралия	15000	14074	94	1596	11

Источник: WRI, 1998.

Важно отметить, что хотя последнее вымирание видов затронуло главным образом острова, в будущем оно будет все больше распространяться на континентальные области, например на вырубаемые человеком тропические леса [Manne et al., 1999].

2.5. Биогеография островов и современные темпы вымирания

Изучение островных сообществ позволило разработать общие правила распределения биологического разнообразия, обобщенные в биогеографической модели островов Макартура и Вильсона [MacArthur, Wilson, 1967]. Этой моделью пытаются объяснить обнаруженную зависимость между числом видов и площадью. Острова с большой площадью обладают большим числом видов, чем острова малой площади (рис. 2.2). Эта закономерность интуитивно ясна, поскольку на больших островах обычно большее разнообразие естественных сред и типов сообществ, чем на малых. К тому же

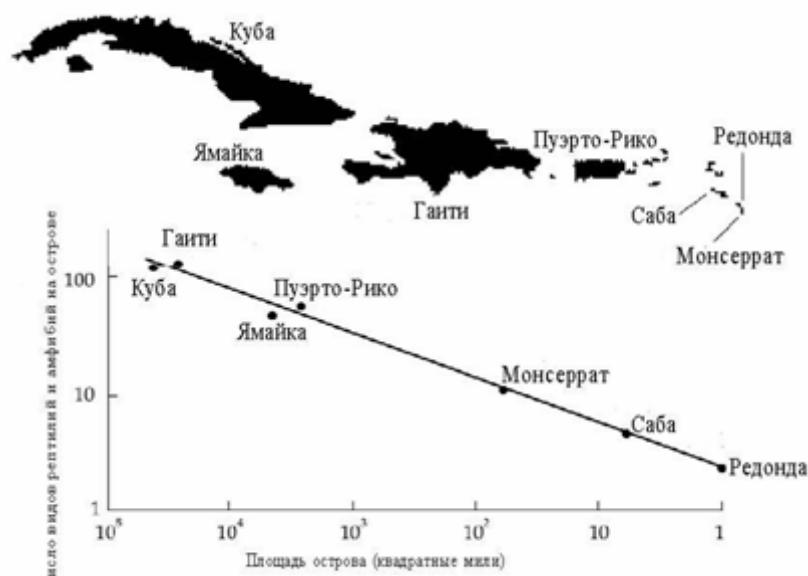


Рис. 2.2. Число видов на острове можно предсказать, исходя из его площади. На рисунке показано число видов рептилий и амфибий для семи островов Вест Индии. Число видов на больших островах, таких как Куба и Гаити, намного превышает таковое на крошечных островах Саба и Редонда [по Wilson, 1989].

на крупных островах созданы лучшие условия для географической изоляции и формирования большего числа популяций каждого вида, что увеличивает вероятность видообразования и снижает вероятность вымирания как возникших здесь, так и недавно проникших видов.

Биогеографическая модель острова используется для прогноза числа и доли видов, которые могут вымереть при разрушении мест обитания [Simberloff, 1992; Quammen, 1996]. Предполагается, что если на острове существует определенный набор видов, то сокращение площади естественных мест обитания на острове приведет к тому, что на острове сможет сохраниться только такое число видов, которое соответствует меньшему острову (рис. 2.3). Применение этой модели для островов было распространено и на национальные парки и заповедники, окруженные нарушенными экосистемами. Такие заповедники можно рассматривать как острова в негостеприимном “море” разрушенной среды обитания. Если 50% естественных мест обитания на таком острове разрушено, то, согласно этой модели, приблизительно 10% обитающих на нем видов исчезнут.

Следовательно, эндемичные островные виды перейдут в категорию вымерших. При разрушении 90% мест обитания будет утеряно 50% видов; а когда погибнет 99% мест обитания, около 75% исходных видов будет потеряно. На конкретном примере африканских стран эта модель прогнозирует вымирание в недалеком будущем 30% лесных приматов в результате утраты мест обитания [Cowlishaw, 1999]. Сравнение прогнозов потерь видов с реальными историческими примерами, зарегистрированными в лесах Кении, позволило оценить темпы, с которыми в оставшихся лесных фрагментах исчезнут характерные для них виды птиц. По самым оптимистичным прогнозам, во фрагменте площадью 1000 га половина видов исчезнет за 50 лет, а во фрагменте площадью 10 000 га – за 100 лет с [Brooks et al., 1999].

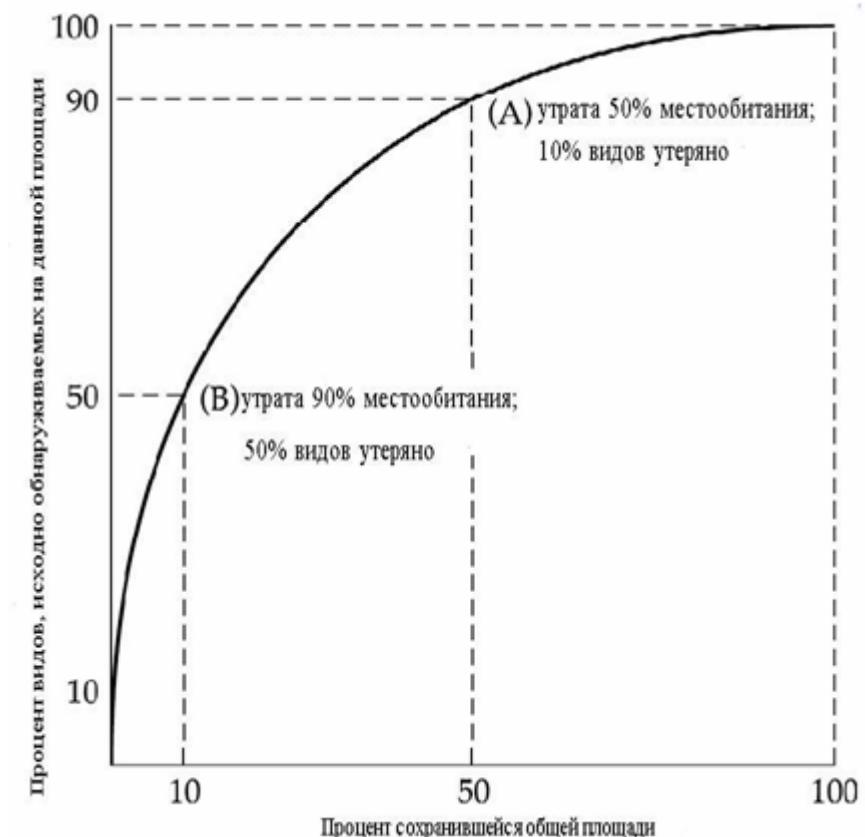


Рис. 2.3. Согласно биогеографической модели острова, число видов, представленных на некоторой площади, асимптотически стремится к максимальной величине. Это значит, что если площадь местообитания сократилась на 50%, число утраченных видов может составить 10% (А), а если на 90%, то потеря видов может достигнуть 50% (Б). Форма кривой различна для каждого региона мира и для каждой группы видов, но эта модель дает общее представление о воздействии разрушения местообитаний на вымирание видов и их устойчивость в сохранившейся среде обитания.

Прогнозы темпов вымирания, связанные с утратой мест обитания, значительно варьируют, поскольку каждая группа видов и каждая географическая область отличается своими характерными зависимостями типа “вид – площадь”. Оценка настоящих и будущих темпов вымирания видов во влажных тропических лесах приблизительно отражает глобальные темпы вымирания видов, поскольку именно здесь сосредоточена большая часть мирового видового разнообразия. Если уничтожение тропических лесов будет доведено до такой степени, что все они сохранятся только в национальных парках и на охраняемых территориях, то две трети всех видов растений и птиц будут обречены на вымирание [Simberloff, 1986].

По оценкам Вильсона [Wilson, 1989], использовавшего для расчетов скромную величину 1% ежегодно сводимых в мире тропических лесов, каждый год будет исчезать 0,2–0,3% всех видов, что составляет 20 000–30 000 видов, если допустить, что всего в мире их существует 10 млн. Иными словами, каждый день будут исчезать 68 видов, или 3 вида в час. За десятилетний период с 2000 по 2010 годы вымрет приблизительно 250 тыс. видов. По другим подсчетам, темпы вымирания во влажных тропических лесах составят за десятилетие от 2 до 11% всех существующих видов [Reid, Miller, 1989; Koopowitz et al., 1994]. Интенсивное изучение конкретных групп наземных позвоночных также дало повод к тревожным прогнозам о темпах вымирания в ближайшие десятилетия [Mace, 1995]. Расхождения в оценках темпов вымирания возникают из-за того, что при расчетах опираются на разные представления о скорости сведения лесов, разные математические подходы и разные показатели зависимости “вид – площадь”. В тех богатых видами областях, где развернуты охранные мероприятия, темпы вымирания относительно низкие, но в других странах, тоже отличающихся высокой концентрацией редких видов, они быстро вымирают из-за уничтожения лесов. Вне зависимости от того, какая цифра более точна, все эти оценки показывают, что сотни тысяч видов могут подвергнуться вымиранию в течение ближайших 50 лет.

Помимо глобального вымирания, находящегося в центре внимания биологии сохранения живой природы, многие виды исчезают в разных точках своих ареалов. Широко распространенные в прошлом виды зачастую сокращают область обитания до нескольких небольших узколокальных очагов. Например, американский жук-

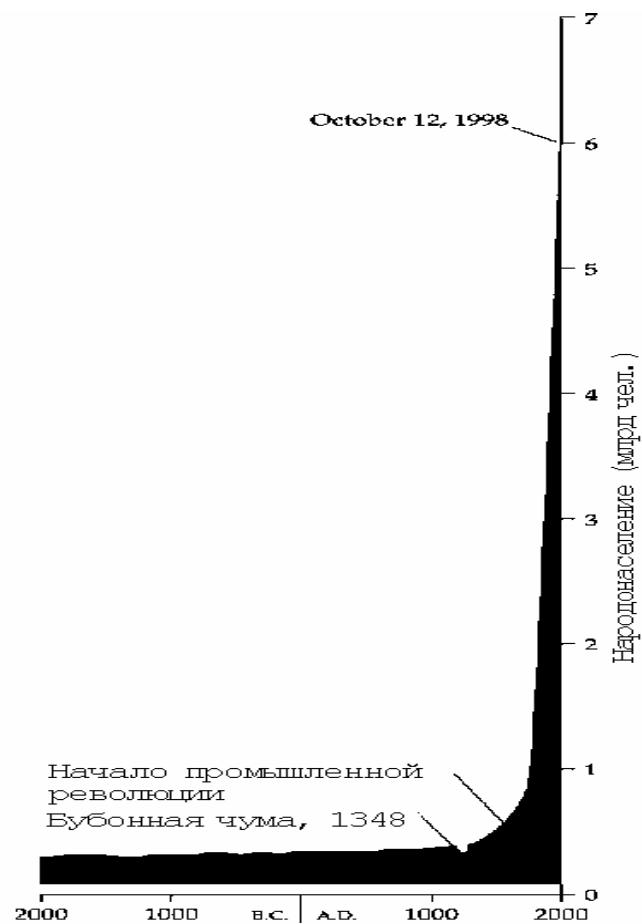
могильщик (*Nicrophorus americanus*), который встречался повсюду в центральной и восточной частях северной Америки, сейчас представлен только тремя изолированными популяциями. Подобные процессы приводят к обеднению биологических сообществ. Например, на охраняемой территории Миддлсекс Феллз в округе Бостон в 1894 году произрастало 338 видов местных растений, а обследование этой территории спустя 98 лет выявило лишь 227 оставшихся местных видов [Drayton, Primack, 1996]. Четырнадцать из исчезнувших видов растений в 1894 году относились к обычным. Анализ подсчета бабочек в Британии показал, что за последние 25 лет исчезло 67% их популяций, что говорит об исключительно высоких темпах локального вымирания [Thomas, Avery, 1995]. Такой масштаб локальных исчезновений можно расценивать как сигнал, подаваемый природой, о том, что что-то не так в окружающей среде. Для предотвращения как локальных исчезновений, так и глобального вымирания видов, принимающих все более масштабный характер, необходимы срочные превентивные действия.

2.6. Причины вымирания

Если виды и сообщества приспособлены к местным условиям окружающей среды, то почему они оказываются перед угрозой вымирания? Разве виды и сообщества не продолжают существовать в том же месте все время? Ответ очевиден: широкомасштабные нарушения, вызванные человеком, изменили, привели в упадок и разрушили ландшафт, доведя виды и даже целые сообщества до стадии вымирания. Главные угрозы биологическому разнообразию, вытекающие из деятельности человека, заключаются в разрушении мест обитания, их фрагментации и деградации (включая загрязнение), в глобальном изменении климата, чрезмерной эксплуатации видов человеком, вторжении экзотических видов и увеличивающемся распространении болезней. Большинство угрожаемых видов стоит перед лицом, по крайней мере, двух или более из этих проблем, которые ускоряют их вымирание и препятствуют усилиям по их защите.

Все перечисленные семь угроз вызваны все увеличивающимся использованием природных ресурсов при экспоненциально растущей численности людей. До последних нескольких сотен лет рост численности населения был относительно медленным, уровень рождаемости лишь слегка превышал уровень смертности. Самое

большое разрушение биологических сообществ произошло за последние 150 лет, когда население Земли выросло от 1 млрд чел. в 1850 году до 2 млрд чел. в 1930, и на 12 октября 1998 года составило 6 млрд чел. (рис. 2.4). По оценочным прогнозам, к 2050 году оно достигнет 10 млрд чел. Народонаселение увеличилось за счет того, что уровень рождаемости остался высоким, а уровень смертности снизился в результате как современных достижений медицины (особенно контроля за заболеваниями), так и благодаря увеличению производства продуктов питания. В индустриально развитых странах рост населения замедлился, но во многих регионах тропической Африки, Латинской Америки и Азии – регионах с наибольшим биологическим разнообразием – он по-прежнему высок.



Сам по себе рост населения частично ответственен за потерю биологического разнообразия [Krebs et al., 1999]. Люди используют природные ресурсы (древесное топливо, дичь, дикорастущие растения) и переводят огромное количество естественных местообитаний в земли сельскохозяйственного и городского назначения. Некоторые ученые утверждают, что контроль за ростом населения является ключевым моментом для сохранения биологического разнообразия. Но рост населения – не единственная причина вымирания видов и разрушения мест обитания. Изучение ситуации в развивающихся и в индустриально развитых странах показывает, что вымирание видов и разрушение экосистем не всегда связано с удовлетворением первостепенных потребностей местного населения. Подъем промышленного капитализма и современного общества потребления дали толчок к ускоренной разработке природных ресурсов, особенно в развивающихся странах. Неэффективное и неправильное использование природных ресурсов – тоже одна из главных причин уменьшения биологического разнообразия. Во многих странах существует крайнее неравенство в распределении благосостояния, когда большинство ценностей (деньги, плодородные земли, леса и так далее) принадлежит и используется лишь малой частью населения. В результате бедное население, лишенное своей земли или природных ресурсов, вынуждено разрушать биологические сообщества и охотиться за исчезающими видами.

Во многих случаях причиной разрушения местообитаний является крупномасштабная промышленная или коммерческая деятельность, связанная с глобальной экономикой и нацеленная на получение прибыли: разработка рудников, скотоводство, коммерческое рыболовство, лесоводство, плантационное сельское хозяйство, обрабатывающая промышленность, строительство дамб [Myers, 1996]. Многие такие проекты санкционируются, одобряются и даже субсидируются правительствами и международными банками развития и навязчиво оправдываются с точки зрения создания рабочих мест, производства товаров и поступления налогов. Однако использование при этом природных ресурсов часто оказывается и неэффективным, и не выгодным, поскольку проекты ориентированы только на получение сиюминутной выгоды. Такая прибыль извлекается ценой долговременного нарушения устойчивого существования природных ресурсов и, как правило, не достается местному населению.

Ответственность за разрушение биологического разнообразия в богатых видами тропиках лежит также на неравномерном использовании природных ресурсов в мире. Люди в промышленно развитых странах (и богатое меньшинство в развивающихся странах) расходуют непропорционально большую долю мировых запасов энергии, минералов, леса и пищи. Средний житель США каждый год потребляет в 43 раза больше бензина, в 34 раза – алюминия и в 386 раз больше бумаги, чем средний житель Индии [WRI, 1994]. Такое истощающее потребление ресурсов не может продолжаться долго. Если аналогичным образом захочет жить растущий средний класс в развивающихся странах, это приведёт к ещё более крупно-масштабному разрушению окружающей среды. Влиятельным богатым гражданам в развивающихся странах следует сдерживать это истощающее потребление ресурсов и организовать жизнь таким образом, чтобы оказать помощь в обуздании роста населения и защитить биологическое разнообразие (рис. 2.5).

2.7. Разрушение мест обитания

Главная угроза биологическому разнообразию состоит в нарушении мест обитания, и поэтому для сохранения биологического разнообразия самое важное – это их защита. Потеря местообитаний сопряжена как с прямым их разрушением, так и с повреждениями в виде загрязнения и фрагментации. Для большинства стоящих на пороге вымирания растений и животных именно утрата местообитаний является первостепенной угрозой. К другим важным факторам относятся негативное влияние интродуцированных видов и чрезмерная эксплуатация (табл. 2.4). Во многих частях мира, особенно на островах и в областях с высокой плотностью населения, большинство первичных местообитаний уже разрушено. Во многих странах Старого Света, таких как Кения, Мадагаскар, Индия, Филиппины и Таиланд, более 50% ключевых для биологического разнообразия лесных местообитаний разрушено. Немного лучше положение в Демократической Республике Конго (бывший Заир) и Зимбабве; в этих богатых в биологическом отношении странах пока сохранилось более половины местообитаний диких видов. Многие очень ценные дикие виды потеряли большую часть своего первичного ареала, и лишь немногие из оставшихся мест обитания находятся под охраной. Например, орангутан (*Pongo pygmaeus*), крупная обезьяна,

обитающая на Суматре и Борнео, лишился 63% своих мест обитания, а под защитой находится только 2% его исходного ареала.



Рис. 2.5. Жители богатых развитых стран часто критикуют более бедные развивающиеся государства за отсутствие внятной природоохранной политики, но отказываются признать, что их собственное истощающее потребление ресурсов составляет главную часть проблемы (рис. Скотта Уиллса, © San Jose Mercury News).

Бедственное положение влажных тропических лесов, наверно, самый широко известный случай разрушения местообитаний, но и другие местообитания тоже находятся в смертельной опасности.

- *Болотистые территории и водные местообитания.* Обводненные территории являются местами обитания для рыб, водных беспозвоночных и птиц. Они регулируют уровень паводка, служат источниками питьевой воды и энергии. Болотистые земли часто засыпают, дренируют или преобразуют ограничением меандрирования потока искусственными каналами, плотинами или посредством

Факторы, приведшие исчезающие виды в США к риску вымирания

Группа исчезающих видов	Процент видов, подвергшихся воздействию каждого фактора		Конкуренты/хищники из интродуцированных видов	Болезни
	Потеря или деградация места обитания	Загрязнение		
Все виды (1860 видов)	85	24	17	49
Все позвоночные (494 вида)	92	46	27	3
Млекопитающие (85 видов)	89	19	47	8
Птицы (98 видов)	90	22	33	8
Амфибии (60 видов)	87	47	17	37
Рыбы (213 видов)	97	90	15	0
Все беспозвоночные (331 видов)	87	45	23	0
Пресноводные моллюски (102 вида)	97	90	15	0
Бабочки (33 вида)	97	24	30	0
Распр. (1055)	81	7	10	57

Источник: [по Wilcoxе и др., 1998].

На вид может влиять более одного фактора, поэтому строки не дают 100%. Например, 87% исчезающих видов амфибий подвержено влиянию деградации и потери места обитания, а на 47% этих же видов влияет еще и загрязнение.

химического загрязнения. Все эти факторы повлияли на знаменитые флоридские болота, где создан один из лучших заповедников в США (Florida Everglades), который, несмотря на то, что в нем реализуют многочисленные природоохранные проекты, сейчас находится на грани экологической катастрофы.

За последние 200 лет более половины затопляемых земель в США было разрушено, что привело к вымиранию или поставило перед угрозой вымирания 60–70% пресноводных видов моллюсков в США [Stein, Flack, 1997]. Разрушение водных экосистем не менее катастрофично и в других индустриальных странах мира, например в Европе и Японии. По всему миру численность большинства популяций лосося снижается из-за плотин, которые препятствуют их миграции вверх и вниз по рекам. В последние несколько десятилетий одну из главных угроз затопляемым землям в развивающихся странах составила массовая разработка проектов, предусматривающих дренаж, ирригацию и постройку плотин. Такие проекты организуются правительствами и часто финансируются международными агентствами. Хотя многие пресноводные виды широко распространены, некоторые водные системы известны своим высоким уровнем эндемизма. Например, озеро Виктория в восточной Африке обладает самой богатой в мире фауной эндемичных рыб, но 250 видов находятся под угрозой вымирания из-за загрязнения воды и интродукции хищных экзотических рыб, уничтожающих эндемичные виды [Kaufman, 1992].

- *Степи (прерии) умеренного пояса* – другой тип экосистем, почти полностью уничтоженных деятельностью человека. Достаточно просто превратить большие территории степей в пахотные или пастбищные угодья. Исходно в Иллинойсе и Индиане насчитывалось 15 млн га высокотравной прерии, а сейчас остались нетронутыми только 1400 га – одна десятисячная исходной площади, остальная часть превращена в пашню [Chadwick, 1993]. Уцелевшая часть прерии разделена на маленькие фрагменты, широко рассеянные по большой территории.
- *Коралловые рифы*. Тропические коралловые рифы занимают только 0,2% океанической площади, но здесь обитает одна треть всех известных видов океанических рыб. Уже сейчас 10% всех коралловых рифов разрушено, и еще до 50% может быть разрушено в ближайшие десятилетия [Birkeland, 1997].

Наиболее драматична ситуация на Филиппинах, где 90% поврежденных рифов уже мертвы или умирают. Главные виновники: это загрязнение – оно или непосредственно убивает кораллы, или способствует избыточному росту водорослей; это заливание, как результат сведения прибрежных лесов, и, наконец, хищнический лов рыб, моллюсков и других животных. В некоторых местах для того, чтобы оглушить или усыпить животных, рыбаки применяют взрывы динамита или выливают цианиды. В следующие 40 лет ожидается массовая гибель коралловых рифов в тропической Восточной Азии, вокруг Мадагаскара, у берегов Восточной Африки и в Карибском бассейне (рис. 2.6).

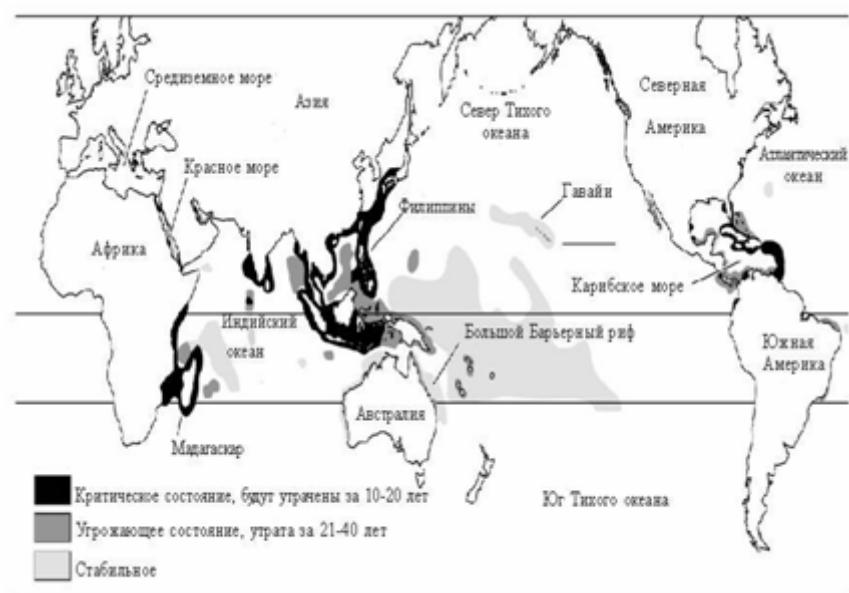


Рис. 2.6. В ближайшие 40 лет обширные области кораллов будут повреждены и разрушены человеческой деятельностью, если не будут приняты меры по их сохранению [по Bryant et al., 1998].

Опустынивание. Многие биологические сообщества, характерные для областей с сезонно засушливым климатом, в результате деятельности человека деградировали до состояния искусственных пустынь – процесс, известный как опустынивание [Allan, Warren, 1993]. К таким сообществам относятся тропические и кустарниковые саванны, листопадные леса, а в условиях умеренного климата – кустарниковые и травянистые сообщества в Средиземноморье, Южной Африке, Чили и в южной Калифорнии. Эти области изначально были пригодны для ведения сельского хозяйства, но их интенсивная культивация привела к эрозии почвы и потере последней водоудерживающей способности. Кустарниковая и древесная растительность здесь вырубалась, а земля вытаптывалась крупным рогатым скотом, овцами и козами. В результате происходит прогрессирующая и в значительной степени необратимая деградация почвенного покрова, доводящая его до такого состояния, что область принимает облик пустыни. Подсчитано, что во всем мире этот процесс превратил в пустыни 9 миллионов км^2 аридных земель [Dregne, 1983]. Особенno интенсивное опустынивание идет в Сахеле, занимающей в Африке южную часть Сахары между Мавританией и Чадом. Большинство характерных для этого региона крупных видов млекопитающих находится под угрозой исчезновения. Масштабы влияния человека иллюстрируют тот факт, что население Сахеля в 2,5 раза превышает уровень, при котором возможно устойчивое землепользование без дальнейшей интенсификации сельского хозяйства.

2.8. Фрагментация мест обитания

Помимо полного разрушения, местообитания, раньше занимавшие большие площади, часто разбиваются на маленькие кусочки дорогами, полями, городами и прочими сооружениями. Фрагментация мест обитания – это процесс, при котором сплошная площадь местообитания одновременно сокращается и распадается на два или более фрагмента (Shafer, 1990; Reed et al., 1996). Разрушение местообитания может не затронуть лишь локальные территории. Эти фрагменты часто отделены один от другого измененными или деградированными формами ландшафта (рис. 2.7). Как упоминалось выше, эту ситуацию может описать биogeографическая модель острова, где фрагменты рассматриваются как острова мест обитания в негостеприимном “море” человеческой

деятельности. Фрагментация происходит практически при всяком крупном сокращении площади местообитаний, но это может случиться и при относительно ничтожном сокращении, например, когда исходное местообитание прорезается автомобильными и железными дорогами, каналами, линиями электропередач, изгородями, нефтепроводами, следами пожаров и другими барьераами, препятствующими свободному передвижению видов.

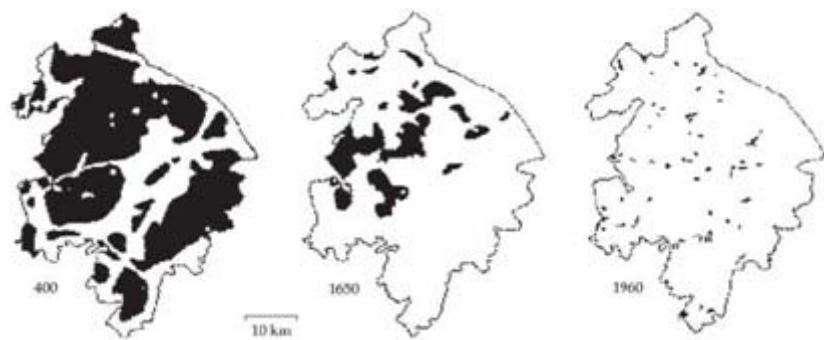


Рис. 2.7. Лесные области в Варвикшире, Англия (показано черным) векаами фрагментировались и сокращались из-за появления троп, дорог, развития сельского хозяйства и поселения человека – начиная с 400 года (когда Римляне основали города на лесной территории и построили между ними дороги) до 1960 - х годов (когда сохранились лишь несколько крошечных лесных фрагментов) [по Wilcove et al., 1986].

Фрагменты отличаются от исходного сплошного местообитания тем, что: 1) фрагменты имеют относительно большую протяженность *пограничных зон*, смежных с человеческой деятельностью и 2) центр каждого фрагмента расположен близко от края. Вот простой пример, иллюстрирующий эти характеристики и проблемы, которые они порождают.

Рассмотрим заповедник квадратной формы с длиной каждой стороны в 1000 м (1 км), окруженный используемыми человеком землями, например фермами (рис. 2.8). Общая площадь такого заповедника составляет 1 км^2 (100 га), а его периметр – 4000 м, и точка в центре заповедника находится в 500 м от ближайшей точки периметра. Если домашние кошки в поисках пищи заходят вглубь леса на 100 метров от границы заповедника и мешают лесным

птицам выводить птенцов, то только 64 га заповедника остаются пригодными для спокойного размножения птиц. Непригодная для размножения периферийная полоса занимает 36 га.

Теперь представим заповедник, поделенный на четыре равные части автодорогой с севера на юг шириной 10 м и железной дорогой с востока на запад тоже шириной 10 м. Отчужденная площадь в целом составляет в заповеднике 2 га ($2 \times 1000 \times 10 \text{ м}$). Поскольку только 2% площади заповедника отчуждено автомобильной и железной дорогами, правительственные чиновники утверждают, что их влияние на заповедник пренебрежимо мало. Но заповедник теперь поделен на 4 фрагмента, каждый площадью 495 x 495 м, и расстояние от центра фрагмента до ближайшей точки периметра сократилось до 240 м, то есть более чем вдвое. Поскольку кошки могут теперь кормиться в лесу, заходя в него как с периметра, так и с дорог, у птиц для спокойного выведения потомства остаются только внутренние участки каждого из четырех фрагментов. В отдельном квадрате этот участок составляет 8,7 га, а всего в заповеднике они занимают 34,8 га. Даже если автодорога и железная дорога отняли только 2% территории заповедника, они вполовину сократили пригодные для птиц места обитания.

Фрагментация мест обитания угрожает существованию видов и более сложным образом. Прежде всего, фрагментация ограничивает возможности видов к расселению. Многие виды птиц, млекопитающих и насекомых, обитающие в глубине леса, не могут пересечь даже узкие полосы открытого пространства из-за опасности попасться хищнику. В результате некоторые виды после исчезновения популяции во фрагменте не имеют возможности заселить его вновь. Более того, если из-за фрагментации исчезают животные, ответственные за распространение мясистых и липких плодов, то страдают и соответствующие виды растений. В конечном итоге изолированные фрагменты местообитаний не заселяются многими исходно характерными для них видами. А поскольку внутри отдельных фрагментов происходит естественное исчезновение видов из-за закономерных сукцессионных и популяционных процессов, а новые виды из-за барьеров не могут пополнить их убыль, следовательно, во фрагменте происходит постепенное видовое обеднение.

Второй опасный аспект фрагментации местообитания заключается в том, что сокращается арена поиска корма для многих типичных

животных. Многим видам животных, представленных отдельными особями или социальными группами, которые кормятся широко рассеянными или сезонно доступными кормами и пользуются сезонно распределенными источниками воды, необходима свобода передвижения по обширному пространству. Спасительный ресурс может использоваться только несколько недель в году или даже раз в несколько лет, но при фрагментации местообитания, изолированные виды лишены возможности мигрировать внутри своего естественного ареала в поисках этого редкого, но порой столь важного ресурса. Например, изгороди могут воспрепятствовать естественной миграции крупных травоядных животных, таких как гну или бизоны, заставляя их пасться на одном месте, что в конечном итоге приводит животных к голодной смерти и к деградации местообитания.

Фрагментация мест обитания, кроме того, может ускорять исчезновение популяций, поскольку в результате широко распространенная популяция распадается на две или более изолированных субпопуляций [Rochelle et al., 1999]. Эти маленькие популяции попадают под действие характерных для них процессов инбридинга и дрейфа генов (см. главу 3). Если на большой площади местообитания может нормально жить одна целостная большая популяция, то часто ни один из ее фрагментов не может поддерживать субпопуляцию достаточно крупную для длительного устойчивого существования.

2.9. Краевой эффект

Как показано выше, фрагментация мест обитания сильно увеличивает долю пограничных местообитаний по отношению к внутренним (рис. 2.8). Эти пограничные, “опущенные” микросреды отличаются от внутренней лесной части фрагментов. Краевые местообитания характеризуются большими колебаниями уровней освещенности, температуры, влажности и скорости ветра (рис. 2.9) [Schelhas, Greenberg, 1996; Lawrance, Bierregaard, 1997]. Эти краевые эффекты распространяются в глубь леса до 250 м. Поскольку некоторые виды животных и растений очень узко приспособлены к определенным уровням температуры, влажности и освещенности, они не выдерживают возникшие перемены и исчезают в лесных фрагментах. Теневыносливые виды диких цветковых растений в лесах умеренного климата, поздне-сукцессионные виды деревьев тропического леса и такие чувствительные к уровню влажности животные, как амфибии, могут очень быстро исчезать из-за фрагментации местообитания, что в конечном итоге приводит к сдвигам в видовом составе сообщества.

Из-за фрагментации леса увеличивается продуваемость ветром, понижается влажность и повышается температура и, как следствие, увеличивается опасность

пожаров. Пожары могут перекидываться на лесные фрагменты мест обитания с окрестных сельскохозяйственных

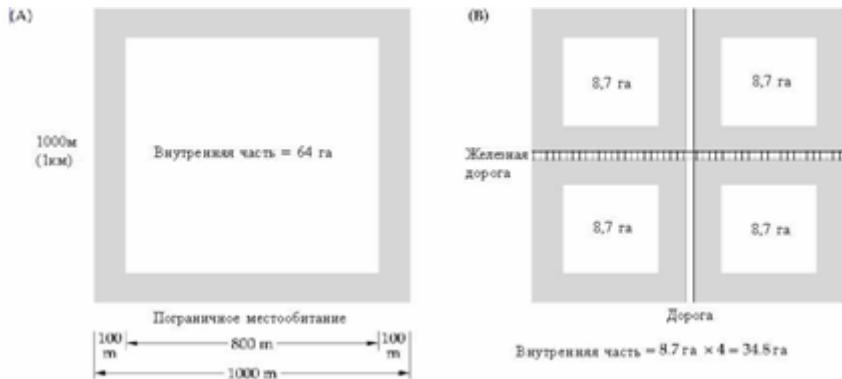


Рис. 2.8. Этот гипотетический пример показывает, как площадь местообитания сокращается за счет фрагментационного и краевого эффектов. (А) Эта территория площадью в 1 км² не фрагментирована. Допустим, что краевой эффект (показано серым) проникает вглубь заповедника на 100 м, тогда примерно 64 га остаются пригодными в качестве местообитания для гнездования птиц. (Б) Расщепление заповедника автомобильной и железной дорогами, хотя фактически и занимающими немного площади, расширяет краевой эффект настолько, что почти половина подходящих для гнездования мест обитания оказывается разрушенной.

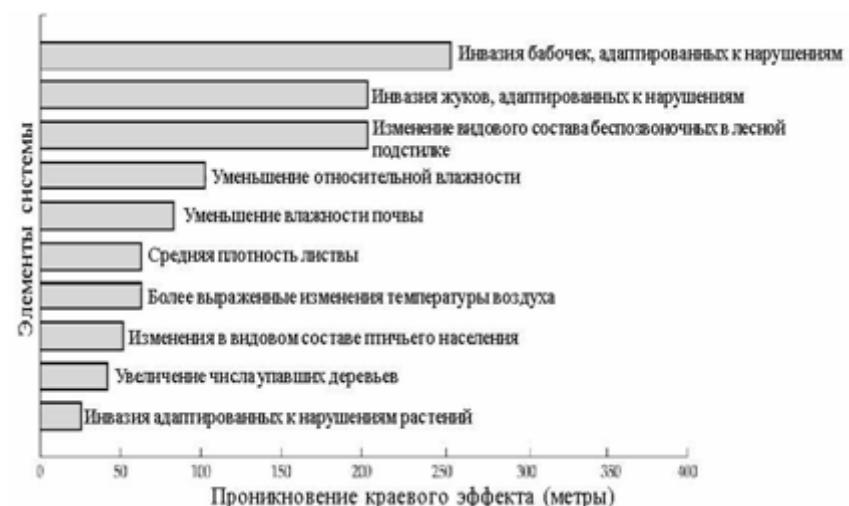


Рис. 2.9. Влияние фрагментации местообитания, выраженное в зависимости от расстояния от края фрагмента влажного тропического

леса Амазонии до его внутренней части. Столбцы показывают, насколько далеко в лес проникает краевой эффект. Например, адаптированные к нарушениям бабочки проникают в глубь леса на 250 м от его края, а относительная влажность воздуха понижена на расстоянии в 100 м от лесной границы [по Laurance, Bierregaard, 1997].

угодий, где, например, пускают палы при сборе сахарного тростника, или при подсечно-огневом земледелии.

На Борнео и в Бразильской Амазонии миллионы гектаров влажных тропических лесов сгорели во время необычно сухого периода в 1997 и 1998 годах. К этой экологической катастрофе привела комбинация факторов, обусловленных фрагментацией лесов в результате сельскохозяйственной деятельности и мозаичного расселения и связанного с этим рассеянного скопления мусора и, соответственно, вспышек локальных пожаров.

Изолированные местообитания более подвержены инвазии как экзотических видов, так и паразитов исходных видов. Край леса – это нарушенная среда, в ней могут легко без конкуренции обосноваться паразитические виды, увеличиваться в численности и затем заселить внутреннюю часть фрагмента. Такие всеядные животные, как еноты, скунсы, голубые сойки могут расплодиться вдоль опушки леса, одинаково успешно эксплуатируя в поисках корма как первичные, так и нарушенные местообитания. Эти агрессивные виды поедают яйца и разоряют гнезда лесных птиц, часто препятствуя успешному воспроизведству многих видов на сотни метров от ближайшей опушки леса. Гнездовой паразит воловья птица (*Molothrus ater*), обитающий в полях и в пограничных местообитаниях, использует последние как стартовую позицию для инвазии внутрь леса, где их птенцы уничтожают яйца и птенцов лесных певчих птиц. Сочетание фрагментации мест обитания, усиление пресса хищников, уничтожающих гнезда и разрушения тропических мест зимовки, возможно, стало причиной катастрофического спада численности некоторых видов мигрирующих певчих птиц Северной Америки, таких как голубой певун (*Dendroica cerulea*) на востоке США. Некоторые виды птиц в Северной Америке и в Европе в ответ на изменяющиеся схемы землепользования (сельскохозяйственная или лесохозяйственная деятельность) на конкретном региональном уровне могут либо увеличивать, либо уменьшать свою численность (James, et al., 1996).

Фрагментация мест обитания делает, кроме всего прочего, неизбежным контакт диких животных и растений с домашними. В результате болезни домашних животных быстро распространяются среди диких видов, лишенных соответствующего иммунитета. Следует иметь в виду, что такой контакт обеспечивает и передачу заболеваний от диких видов растений и животных к домашним, и даже к человеку.

2.10. Деградация и загрязнение мест обитания

Несмотря на то, что местообитание не подверглось явному разрушению или фрагментации, населяющие его сообщества могут быть глубоко затронуты деятельностью человека. Внешние факторы, которые не изменяют доминирующую растительную структуру сообщества, могут тем не менее привести к нарушениям в биологических сообществах и в конечном итоге к исчезновению видов, хотя эти нарушения заметны не сразу. Например, в лиственных лесах умеренного пояса деградация местообитаний может быть вызвана частыми неконтролируемыми низинными пожарами; эти пожары не обязательно губят зрелые деревья, но постепенно обедняют богатые сообщества лесных травянистых растений и насекомых лесной подстилки. Незаметно для общественности, рыболовные суда ежегодно тралями бороздят около 15 млн km^2 океанского дна, то есть разрушают площадь в 150 раз большую, чем площадь вырубаемых за тот же период лесов. Трали с рыболовных судов повреждают такие нежные создания, как анемоны и губки, и сокращают видовое разнообразие, биомассу и изменяют структуру сообществ (рис. 2.10) [Watling Norse, 1998].

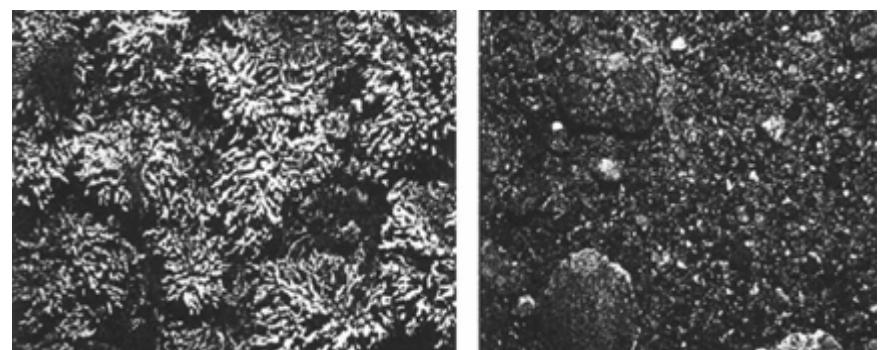


Рис. 2.10. Ненарушенные галечные отмели в Банке Джорджии (юго-запад Нова Скотия) заселены плотными колониями трубчатых червей, медузами, мишанками и другими морскими животными (A). В пятистах

метрах от них находятся пласти гравия, регулярно перекапываемые в поисках моллюсков. На них обнаружено сравнительно мало животных, только несколько мицанок, аммонов и пустых раковин гребешков (Б). Обе фотографии охватывают длину 35 см (фото Геологической службы США, предоставлено Пейдж Валентин).

Загрязнение окружающей среды является наиболее универсальной и коварной формой ее разрушения. Чаще всего его вызывают пестициды, удобрения и химикаты, промышленные и городские сточные воды, газовые выбросы заводов и автомобилей, и отложения, намытые с возвышенностей. Визуально эти типы загрязнения часто бывают не очень заметны, хотя они и происходят вокруг нас каждый день почти в любой части света. Глобальное влияние загрязнения на качество вод, качество воздуха и даже климат на планете находится в центре внимания не только из-за угрозы биологическому разнообразию, но и из-за влияния на здоровье человека. Хотя иногда загрязнение окружающей среды является очень заметным и пугающим, например в случае с массовыми разливами нефти и 500 пожарами на нефтяных скважинах, имевшими место в ходе войны в Персидском заливе, но наиболее угрожающими являются скрытые формы загрязнения, главным образом потому, что их действие проявляется не сразу.

2.11. Загрязнение пестицидами

Внимание мировой общественности к опасности, исходящей от пестицидов, было привлечено в 1962 году нашумевшей книгой Ричард Карсона “Молчаливая весна”. Карсон описала процесс, известный как бионакопление, при котором ДДТ (дихлордифенилтрихлорэтан) и другие хлорорганические пестициды постепенно концентрируются по мере продвижения по пищевой цепи. Эти пестициды, применявшиеся для уничтожения насекомых в посадках зерновых культур и распыляемые на водные поверхности для уничтожения личинок комаров, наносили вред популяциям диких животных, особенно птиц, которые питаются насекомыми, рыбами и другими животными, обработанными ДДТ или аналогичными препаратами. Птицы с высоким уровнем концентрации пестицида в тканях, особенно хищные ястребы и орлы были ослаблены и откладывали яйца с ненормально тонкой скорлупой, которая не выдерживала веса птицы и трескалась во время высиживания. Даже если яичная скорлупа была нормальной,

эмбрион часто развивался неправильно. Из-за невозможности вывести потомство численность популяций этих птиц во всем мире резко снизилась. В озерах и эстуариях ДДТ и другие пестициды накапливаются в хищных рыbach и морских млекопитающих, в частности дельфинах. В сельскохозяйственных областях вместе с вредными насекомыми были уничтожены полезные и редкие виды. В то же время комары и другие насекомые, на которых было направлено действие пестицидов, приобрели к ним устойчивость, и для подавления популяций этих насекомых требовались все большие и большие дозы. Научные исследования в этой области привели к запрету на применение ДДТ во многих промышленно развитых странах. Постепенно запрет привел к частичному восстановлению численности многих видов птиц, особенно заметному у сапсана (*Falco peregrinus*), скопы (*Pandion haliaetus*), и белоголового орлана (*Haliaetus leucocephalus*) [Enderson et al., 1995]. Тем не менее вызывает тревогу продолжающееся использование этих пестицидов в ряде стран. И не только из-за того, что это угрожает исчезающим видам животных. Очень опасны отдаленные последствия долговременного воздействия пестицидов на организм человека, особенно у людей, работающих с этими препаратами в полях или употребляющих в пищу обработанные ими сельскохозяйственные продукты. Кроме того, эти химикаты сохранились в окружающей среде на территории тех стран, где они были запрещены десятилетия назад. Здесь они продолжают оказывать вредное влияние на репродуктивную систему водных беспозвоночных.

2.12. Загрязнение вод

Загрязнение вод имеет отрицательные последствия для популяций человека: исчезают пищевые продукты – рыба, моллюски, отравляется питьевая вода. В более широком смысле загрязнение вод серьезно нарушает водные сообщества. В США загрязнение ставит под угрозу существование 90% исчезающих рыб и пресноводных моллюсков [Wilcove et al., 1998]. Реки, озера и океаны часто используются как открытые сливки для промышленных отходов и городских сточных вод. Пестициды, гербициды, отходы и разливы нефтепродуктов, тяжелые металлы (ртуть, свинец и цинк), детергенты, промышленные отходы поражают и убивают водные организмы. В прибрежных областях растущим источником загрязнения становятся отходы с ферм по разведению креветок и

лосся в виде органических веществ и химикатов. В отличие от загрязнения наземной среды, в которой отходы сохраняются относительно локально, в водных средах токсичные вещества разносятся течениями по обширным территориям. Так, даже очень малые концентрации токсичных веществ могут накапливаться в водных организмах до летальной концентрации, так как, питаясь, они профильтровывают большие объемы воды. Птицы и млекопитающие, поедающие этих животных, подвергаются таким образом концентрированному воздействию токсикантов.

Даже минеральные элементы, необходимые для растений и животных, в высоких концентрациях могут стать вредными поллютантами. В настоящее время в результате человеческой деятельности ежегодно высвобождается и попадает в биологические сообщества столько азота, сколько его потребляется в результате естественных биологических процессов. Сточные воды, удобрения для полей и газонов, детергенты и промышленные выбросы поставляют в водные системы такое большое количество соединений азота и фосфора, что вызывают процесс, называемый эвтрофикацией. Небольшие количества этих веществ стимулируют рост растений и животных, а их высокие концентрации часто приводят к обильному “цветению” водорослей. Эти скопления водорослей могут быть настолько плотными, что вытесняют другие виды планктона и препятствуют доступу света к прикрепленным ко дну видам растений. По мере того как ковер из водорослей становится толще, его нижние части опускаются на дно и отмирают. Бактерии и грибы, разлагающие отмершие водоросли, в ответ на их дополнительный приток активно размножаются и, соответственно, поглощают весь кислород в воде. Из-за недостатка кислорода большинство животных начинает гибнуть, иногда это видно по массе мертвой рыбы, плавающей на поверхности. В результате формируются бедные простые сообщества, образованные только видами, устойчивыми к загрязнению воды и к низкому содержанию кислорода. Процессу эвтрофикации подвергаются и крупные морские системы, особенно их прибрежные территории и относительно замкнутые акватории, такие как Мексиканский залив, Северное и Балтийское моря в Европе, и моря, окружающие Японию [Malakoff, 1998].

2.13. Загрязнение воздуха

В прошлом люди считали, что атмосфера настолько велика, что выбрасываемые в воздух вещества будут рассеиваться и их влияние будет минимальным. Но сегодня некоторые типы загрязнения воздуха приобрели такие масштабы, что они стали серьезно повреждать целые экосистемы.

- *Кислые дожди.* Такие виды промышленности, как металлургическая, работающие на угле и мазуте электростанции, выбрасывают в воздух огромное количество оксидов азота и серы, где они взаимодействуют с влагой атмосферы и образуют азотную и серную кислоты. Только в США ежегодно выбрасывается в атмосферу около 40 кубометров этих соединений [WRI, 1998]. Кислоты инкорпорируются в системы облаков и сильно понижают pH (стандартная мера кислотности) дождевой воды. В свою очередь, кислые дожди понижают pH почвенных вод и водоемов – прудов и озер. Кислоты сами по себе наносят вред многим видам растений и животных. По мере увеличения кислотности водоемов многие рыбы перестают нереститься или полностью погибают (рис. 2.11). В промышленных областях из-за кислых дождей многие пруды и озера утратили значительную часть своих животных сообществ. Многие из этих пострадавших водоемов находятся в областях, которые считаются незагрязненными, то есть в сотнях километров от главных промышленных и муниципальных источников загрязнения. Например, уже выявлено подкисление 39% озер в Швеции и 34% озер в Норвегии [Moiseenko, 1994]. Хотя во многих промышленных регионах усиление контроля за уровнем загрязнения уменьшает степень кислотности дождей, все же она остается намного выше нормальной [Kett, 1998].



Рис. 2.11. Шкала pH, на которой показано, при каких значениях уровней кислотности становится летальным для рыб. Исследования подтверждают, что рыба действительно исчезает из сильно подкисленных озер [по Cox, 1993; на основе данных Службы рыб и дикой природы США].

- *Образование озона и осаждение азота.* Автомобили, электростанции и различные промышленные объекты в виде отходов выбрасывают углеводороды и оксиды азота. Под воздействием солнечного света эти соединения реагируют в атмосфере с образованием озона и других вторичных соединений под общим названием фотохимический смог. Хотя озон в верхних слоях атмосферы необходим для задержки вредного ультрафиолетового излучения, его высокие концентрации в нижних слоях повреждают растительные ткани, наносят вред биологическим сообществам и уменьшают продуктивность сельскохозяйственных растений. Биологические сообщества по всему миру могут быть повреждены и видоизменены и за счет поступающих с дождями или пылью атмосферных соединений азота, если они достигают потенциально токсичных уровней. Озон и смог вредны и для человека, и для животных, поэтому контроль за загрязнением воздуха в равной мере важен как для здоровья человека, так и для сохранения биологического разнообразия.

• *Токсичные металлы.* Высокооктановое топливо, разработка рудников, металлургия и другие виды промышленного производства сопровождаются выбросом в атмосферу больших количеств свинца, цинка и других токсичных металлов. Их соединения ядовиты для растительных и животных организмов. Влияние этих токсичных металлов особенно заметно вокруг крупных металлургических предприятий, где природа разрушена на много миль вокруг.

Особенно активно изучалось влияние атмосферного загрязнения на леса, поскольку они обладают большой экономической ценностью. Здесь ведутся лесозаготовки, леса защищают водные ресурсы, в лесу люди отдыхают. Установлено, что кислые дожди повреждают и ослабляют многие виды деревьев и понижают их сопротивляемость нападениям насекомых, грибов и болезней. В тех случаях, когда загрязнение воздуха частично поражает сообщество, его видовой состав в первую очередь меняется за счет исчезновения наиболее чувствительных видов. Например, лишайники, представляющие собой симбиоз грибов и водорослей, могут выживать в самых суровых естественных природных условиях, но очень чувствительны к загрязнению воздуха.

В некоторых областях Северной Америки и Европы уровень атмосферного загрязнения снижается, но во многих других регионах планеты он продолжает повышаться. Особенно сильно загрязнение воздуха во многих Азиатских странах с их быстро увеличивающимся населением и развивающейся промышленностью. Широкое применение в Китае угля с большим содержанием серы и быстрое увеличение количества автомобилей в Юго-Восточной Азии таят серьезные потенциальные угрозы биологическому разнообразию в этих регионах. Предполагают, что объемы выбросов оксидов серы между 2000 и 2020 годами здесь удваиваются [WRI, 1998]. В области контроля за загрязнением воздуха единственная надежда на улучшение ситуации в будущем – это использование двигателей с гораздо более низким уровнем выбросов, более активное внедрение в промышленность дымоуловителей и других очистных сооружений, а также сокращение общего потребления энергии благодаря принимаемым мерам энергосбережения. Многое из этого уже активно реализуется в европейских странах и Японии.

2.14. Глобальное изменение климата

Диоксид углерода (углекислый газ), метан и другие следовые газы в атмосфере прозрачны для солнечного света, они пропускают световую энергию через

атмосферу нагревая поверхность Земли. Однако эти газы вместе с парами воды (видимые в форме облаков) поглощают энергию, излучаемую с поверхности Земли в виде тепла, замедляя скорость, с которой тепло покидает Землю и возвращается обратно в космос. Эти газы называются парниковыми, потому что они действуют подобно стеклу в теплице, которое пропускает солнечный свет, но задерживает энергию внутри парника, после того как она преобразовалась в тепло. Чем большие концентрации этих газов, тем больше тепла задерживается вокруг Земли, и тем выше температура на планете. Это явление называется парниковым эффектом.

Парниковый эффект сыграл важную роль при возникновении жизни на Земле – без него температура поверхности Земли снизилась бы до такой степени, что жизнь, какой мы ее знаем, была бы невозможна. Но современная проблема состоит в том, что в результате деятельности человека концентрация парниковых газов возросла до такой степени, что, по мнению ученых, начала влиять на климат Земли. Для обозначения возникшего и усиливающегося в результате деятельности человека парникового эффекта, используется термин “глобальное потепление”. За последние 100 лет уровень содержания в атмосфере диоксида углерода (CO_2), метана и других следовых газов постоянно повышался, главным образом, в результате сжигания ископаемого топлива – угля, нефти и природного газа [Gates, 1993; IPCC, 1996]. Вырубка и сжигание лесов под пашни, сжигание древесного топлива для отопления и приготовления пищи также вносят свой вклад в увеличение концентрации CO_2 .

За последние 100 лет концентрация CO_2 в атмосфере возросла от 290 ppm (миллионных частей) до 360 ppm, и предполагается, что в конце XXI столетия она удвоится. Даже если незамедлительно предпринять массовые акции по снижению выбросов CO_2 реальное снижение существующего уровня CO_2 в атмосфере будет небольшим, поскольку каждая его молекула сохранится в атмосфере в среднем 100 лет, прежде чем будет использована растениями или включена в геохимические процессы. Из-за этого запаздывания во времени уровень CO_2 в атмосфере продолжает расти.

По мнению многих ученых, парниковые газы уже оказали определенное влияние на климат в мире, и этот эффект будет в будущем усиливаться (табл. 2.5). Многочисленные данные подтверждают вывод, что за последнее столетие средняя температура на планете поднялась на 0,3–0,6 °C [IPCC, 1996; Schneider, 1998]. Современные исследования показывают, что и

температура океанских вод тоже изменяется: за последние 50 лет в Атлантическом, Тихом и Индийском океанах она в среднем повысилась на 0,06 °C [Levitus et al., 2000]. Все больше метеорологов склоняются к мнению, что в результате повышенных уровней содержания диоксида углерода и других газов в атмосфере климат планеты может дополнительном потеплеть на величину от 1 до 3,5 °C. Изменятся связанные с потеплением режимы атмосферных осадков и участятся случаи экстремальных погодных явлений, таких как ураганы, суховеи, аномально высокие температуры, ливневые дожди и грозы, приводящие к наводнениям и засухам. Вероятно, многие виды не сумеют достаточно быстро приспособиться к этим глобальным антропогенным изменениям, которые происходят гораздо быстрее, чем все предыдущие естественные изменения климата.

Некоторые свидетельства глобального потепления

1. Участившиеся случаи жары. Пример: в июле 1999 года в США от жары умерло 250 человек; в Чикаго зарегистрирована рекордная температура 48 °C.
2. Участившиеся случаи засух и пожаров. Пример: жестокая засуха летом 1998 года и последовавшие за ней обширные пожары в Индонезии, Центральной Америке, на юге Европы и юге США.
3. Таяние ледников и полярных льдов. Пример: в горах Кавказа между Черным и Каспийским морями за последние 100 лет растаяла половина ледников. Пример: в 1999 году разрушилась часть ранее стабильного Антарктического ледникового шельфа площадью 2992 км².
4. Подъем уровня моря. Пример: с 1938 года одна треть прибрежных болот в заповеднике Chesapeake Bay была затоплена поднявшимися морскими водами.
5. Распространение болезней на больших высотах. Пример: в 1997 году высокая температура позволила малярийным комарам распространиться в горные области Кении, что погубило сотни людей.
6. Более ранний приход весны. Пример: сейчас одна треть птиц Англии откладывает яйца раньше, чем они это делали 30 лет назад, а дубы покрываются листвой раньше, чем это было 40 лет назад.
7. Сдвиг в ареалах видов. Пример: две thirds изученных видов бабочек Европы сейчас обнаруживаются от 35 до 250 км к северу от тех мест, где они были зафиксированы несколько десятилетий назад.
8. Снижение численности популяций. Пример: популяции пингвина Адели за последние 25 лет снизились на одну треть, по мере того, как ставили морские льды их местообитаний.

Источник: Union of Concerned Scientists, 1999.

Хотя детали глобального изменения климата сейчас интенсивно обсуждаются учеными, нет сомнений в общем глубоком воздействии такого быстрого подъема температуры на биологические сообщества. Например, климатические границы северных и южных умеренных зон сдвинутся к полюсам. Если в XXI веке сохранится этот климатический сдвиг, то виды, приспособленные к обитанию в лиственных лесах восточной части Северной Америки, будут вынуждены мигрировать на 500–1000 км к северу. Широко распространенные, легко расселяющиеся бабочки и перелетные птицы возможно смогут приспособиться к этим переменам, но многие виды с ограниченным распространением и не способные к быстрому расселению, несомненно, начнут вымирать. К вымиранию будет подталкивать фрагментация местообитаний, создающая барьеры для переселения. Виды, сегодня изолированные на отдельных горных вершинах, и виды рыб, распространение которых ограничено единственным озером или речным бассейном, исчезнут в первую очередь. Существующая сегодня система национальных парков и природных заповедников больше не сможет обеспечивать сохранение видов и экосистем, для охраны которых она предназначалась.

Из-за повышения температуры уже сейчас растапливаются горные ледники и сжимаются шапки полярных льдов. В результате в ближайшие 50–100 лет уровень моря может подняться на 0,2–1,5 м. Такой подъем вызовет затопление низинных территорий прибрежных областей, а вместе с ними и многих городов. Миграция видов из затопляемых местообитаний будет заблокирована постройками, дорогами и плотинами, контролирующими паводки. В США подъем уровня моря может разрушить или изменить 25–80% прибрежных затопляемых земель. В низинных странах, таких как Бангладеш, большая часть поверхности суши за 100 лет может оказаться под водой. Есть данные о том, что этот процесс уже начался; за последние 100 лет уровень моря поднялся на 10–25 см, возможно из-за глобального повышения температуры.

Глобальное изменение климата и увеличение концентрации CO₂ в атмосфере может в будущем коренным образом изменить структуру биологических сообществ, благоприятствуя тем видам, которые смогут адаптироваться к новым условиям [Bazzaz, Fajer, 1992]. Имеется все увеличивающееся количество данных о том, что эти перемены уже начались (табл. 2.5). Они касаются продвижения птиц и бабочек к северу и смещения на более ранние сроки

весеннего размножения [Thomas, Lennon, 1999; Parmesan et al., 1999]. Поскольку последствия глобального изменения климата обещают быть очень далеко идущими, в будущем необходимо внимательно следить за состоянием и функционированием экосистем и климатом. Чтобы помочь видам и биологическим сообществам выжить, специалисты по биологии сохранения должны будут принять участие в создании новых парков с большими градиентами высот и организации коридоров миграции в направлении север-юг. Другой стратегией спасения может стать переселение редких и исчезающих видов выше в горы.

Тем не менее проблема глобального изменения климата не должна отвлекать внимание от происходящего сейчас тотального разрушения местообитаний, которое является пока главной причиной вымирания видов. Спасение неповрежденных сообществ от разрушения и восстановление деградированных сообществ остается наиболее важной и неотложной задачей. Уместно также подчеркнуть, что глобальное изменение климата будет оказывать огромное воздействие на мировую экономику. Необходимо будет переместить сельскохозяйственные области, построить огромные плотины для защиты прибрежных городов, а частые бури, суховеи и засухи коснутся людей во всем мире. И, как часто бывает, эти перемены наиболее жестоко ударят по бедному населению развивающихся стран. Посевы не будут давать урожай, дома будут сноситься наводнением, колодцы высохнут, а детей начнут убивать новые болезни. И в конечном счете, все биологические сообщества мира и всё человечество будет расплачиваться за нашу неспособность решительно действовать при глобальном изменении климата.

2.15. Чрезмерная истощительная эксплуатация ресурсов

Для того чтобы выжить, человек всегда занимался охотой, сбором плодов, использовал природные ресурсы. До тех пор, пока численность населения была невелика и его технологии примитивны, человек мог устойчиво использовать его окружающую среду, охотиться и собирать урожай, не доводя нужные виды до исчезновения. Однако по мере увеличения народонаселения нагрузка на окружающую среду усилилась. Методы выращивания урожая стали несравненно более масштабными и эффективными, и привели к почти полному

вытеснению крупных млекопитающих из многих биологических сообществ, в результате появились странно “пустые” местообитания [Redford, 1992]. В тропических лесах и саваннах охотничьи ружья вытеснили луки, дротики и стрелы. Во всех океанах мира для ловли рыбы используются мощные рыболовные моторные суда и рыбоперерабатывающие “плавбазы”. Люди, занимающиеся мелким рыболовецким бизнесом, оснащают свои лодки и каноэ навесными моторами, что позволяет им собирать улов быстрее и с большей территории, чем это было возможно раньше. Даже в доиндустриальном обществе чрезмерная эксплуатация ресурсов приводила к снижению численности и вымиранию местных видов. Например, церемониальные плащи Гавайских королей делали из перьев одного из видов цветочниц (*Drepanis sp.*). Для одного плаща требовалось перья 70 тыс. птиц этого ныне вымершего вида. Хищные виды могут сокращать численность, если их основная добыча перепромышляется человеком. Подсчитано, что в США именно чрезмерная эксплуатация ставит под угрозу существование примерно четверти исчезающих видов позвоночных, и из них около половины млекопитающие [Wilcove, 1999].

В традиционных обществах часто вводятся ограничения на чрезмерную эксплуатацию природных ресурсов: строго контролируются права на использование сельскохозяйственных земель; запрещена охота на определенных территориях; существуют запреты на уничтожение самок, молодняка и животных с низкой численностью; не разрешается сбор плодов в определенные сезоны года и время суток или запрещаются варварские методы сбора. Эти виды ограничений позволяют традиционным обществам использовать природные ресурсы на долговременной устойчивой основе, как, например, при введении жестких ограничений на лов рыбы, разработанных и предложенных рыбному хозяйству многих промышленно развитых стран.

Однако во многих частях мира ресурсы сегодня эксплуатируются с максимальной интенсивностью. Если существует спрос на какой-то продукт, местное население находит способы найти и продать его. вне зависимости от того, являются ли люди бедными и голодными или богатыми и жадными, они используют любые доступные методы, чтобы добить этот продукт. Иногда в традиционных обществах принимаются решения о продаже прав собственности на ресурс, например на лес или рудник, чтобы использовать полученные деньги для покупки желаемых или необходимых

товаров. В сельских областях традиционные методы контроля за потреблением природных продуктов бывают ослаблены, а во многих областях с существенной миграцией населения или там, где происходят гражданские беспорядки и войны, таких мер контроля вообще не существует. В странах, вовлеченных в гражданские войны и внутренние конфликты, например в Сомали, в бывшей Югославии, Демократической Республике Конго и в Руанде, население получило огнестрельное оружие, а система распределения продовольствия была разрушена. В таких ситуациях природные ресурсы используются всяkim, кто этого пожелает. На местном или региональном уровне, в развивающихся странах охотники проникают на только что обжитые территории, в национальные парки, и другие места, куда проходят дороги, и добывают здесь любое крупное животное, чтобы продать так называемое “дикое мясо”. Это приводит к образованию “лесных пустошей” – земель с почти неповрежденными растительными сообществами, но без характерных сообществ животных [Robinson et al., 1999]. Ради удовлетворения легальных и нелегальных запросов уничтожаются целые биологические сообщества. Коллекционеры вылавливают огромное количество бабочек и других насекомых, изымают из природы орхидеи, кактусы и другие растения, морских моллюсков ради раковин и тропических рыб для аквариумистов (табл. 2.6).

Во многих случаях механизм чрезмерной эксплуатации печально известен. Выявляется ресурс, определяется для него рынок сбыта, а затем местное население мобилизуется для его добычи и продажи. Ресурс потребляется настолько широко, что становится редким или даже исчезает, а рынок выводят на его место другой вид, ресурс или открывает новый регион для эксплуатации. По такой схеме осуществляется промышленный лов рыбы, когда до истощения последовательно вырабатывается один вид за другим. Часто аналогичным образом поступают лесозаготовители, постепенно последовательными циклами вырубая все менее и менее ценные деревья до тех пор, пока в лесу не останутся лишь единичные товарные деревья. Охотники тоже постепенно продвигаются все дальше от своих деревень и от лагерей лесорубов в поисках животных и их отловом для себя или на продажу.

Таблица 2.6

Главные группы представителей дикой природы, являющиеся объектами международной торговли

Группа	Число продаж в Коммерции год ²	Комментарии
Прималы	25-30 тыс.	Главным образом используется для биомедицинских исследований, а также в качестве домашних животных, для зоопарков, цирков и частных коллекций. Зоопарки и домашние животные.
Птицы	2-5 млн	Главным образом древесные виды птиц, и особенно легальная и нелегальная торговля попугаями.
Рептилии	2-3 млн	Зоопарки и домашние животные. Еще 10-15 млн шкур. Из рептилий (главным образом добывая в дикой природе, хотя все больше выращенных на фермах) производят около 50 млн продуктов мануфактуры.
Декоративные рыбы	500-600 млн	Главным образом тропические морские рыбы, выловленные в дикой природе с применением запрещенных способов лова, наносящих вред другим животным и окружающим коралловым рифам.
Кораллы	1000-2000 л	Рифы разрушительно разрабатываются ради экзота аквариумов и украшений из скелетов.
Орхидеи	9-10 млн	Приблизительно 10% международной торговли сосредоточивается за счет диких видов, иногда с намеренно измененными названиями для обхода правил ввоза-вывоза.
Каммы	7-8 млн	Примерно 15% продаваемых каммов добываются в дикой природе; главная проблема - контрабанда.

Источник: по Hemley, 1994, Fitzgerald, 1989.

продукта, которое ресурс может ежегодно производить и возобновлять при естественном росте населения. Расчеты, учитывающие темпы роста населения и его критический уровень (максимальную численность населения, которую может обеспечивать окружающая среда), позволяют оценить величины максимальных устойчивых урожаев. В четко контро-лируемых случаях, например при плантационном лесоводстве, когда ресурс можно легко охарактеризовать количественно, максимальный устойчивый урожай тоже можно приблизительно определить. Но в большинстве реальных ситуаций в мире сбор диких видов на уровне максимального устойчивого урожая невозможен, и попытки сделать это часто приводят к резкому сокращению численности вида [Ludwig et al., 1993; Mace, Hudson, 1999].

Для удовлетворения интересов бизнеса и сохранения рабочих мест правительства часто устанавливают слишком высокие уровни сбора продукции, что приводит к подрыву сырьевой базы. Нелегальная охота и сбор могут приводить к незафиксированному в официальных документах дополнительному отчуждению ресурсов, как это случается в китобойном промысле и при промышленном лове рыбы в водах Антарктики. Значительная доля ресурса при промысле повреждается и не учитывается в улове. Дополнительные трудности возникают при сохранении уровня изъятия, несмотря на естественные колебания количества ресурса. Обычные нормы вылова рыбы в годы, когда запасы рыбы резко снижаются из-за неблагоприятных погодных условий, недопустимо сокращают численность вида или даже приводят к его уничтожению.

Для многих эксплуатируемых видов единственная надежда получить шанс на восстановление численности появляется лишь тогда, когда они становятся настолько редкими, что больше не представляют собой коммерческой ценности. К сожалению, численность популяций многих видов, таких как носороги или некоторые дикие кошки, уже настолько сильно сокращена, что эти животные вряд ли смогут восстановиться. В некоторых случаях их редкость может даже увеличить спрос. По мере того как носороги становятся все более редкими, возрастает цена на их рог, делая его более ценным товаром на черном рынке. В сельских областях развивающихся стран отчаявшиеся люди, чтобы накормить семью, активно разыскивают последние оставшиеся редкие растения или животных, чтобы, добыв их, продать и купить пищу для своей семьи. В таких ситуациях одна из приоритетных задач биологии

В области управления дикой природой, рыбоводством и лесным хозяйством появилось очень много литературы, оценивающей максимально возможный *устойчивый урожай*, который ежегодно может давать конкретный ресурс [Bodmer et al., 1997]. Максимальный устойчивый урожай – это наибольшее количество

сохранения – найти способы защиты и поддержки оставшихся представителей этих видов.

Один из самых горячих споров, касающихся эксплуатации диких видов, возник вокруг охоты на китов. После того как выяснилось, что в результате охоты численность многих видов китов снизилась до угрожающе низкого уровня, в 1986 году Международная комиссия по китам (the International Whaling Commission) в конце концов ввела запрет на промышленный лов китов. Несмотря на этот запрет, численность некоторых видов, например, синего кита (*Balaenoptera musculus*) и южного кита (*Eubalaena glacialis*), находящихся под защитой с 1967 и 1935 годов соответственно, продолжает оставаться значительно ниже исходной, хотя численность других видов, например серого кита (*Eschrichtius robustus*), похоже, начинает восстанавливаться (табл. 2.7). Медленное восстановление некоторых видов, вероятно, объясняется продолжающейся нелегальной охотой, но и помимо охоты существуют другие факторы, ответственные за неестественную смертность китов. Например, гладкие киты часто погибают при столкновении с судами. Возможно, от этого страдают и другие менее известные виды. В Японии, стране с давними традициями китобойного промысла, несмотря на запрет, продолжается отлов ограниченного количества малого полосатика, а в развивающихся странах, когда больше ничего не ловится, местные рыболовы начинают охотиться на мелких китообразных [Taylor, Dunstone, 1996]. Более того, ежегодно тысячи дельфинов и неизвестное количество китов задыхаются, запутываясь в снастях, расставленных для ловли тунца, трески и других промышленных видов рыб. Попытки потребовать применение щадящих дельфинов методов лова не привели к желаемому результату, но вызвали трения в торговых отношениях между странами.

2.16. Инвазивные виды

Географические ареалы многих видов ограничены главным образом природными и климатическими барьерами. Млекопитающие Северной Америки не способны пересечь Тихий океан и достичь Гавайев, рыбы Карибского моря не могут пересечь Центральную Америку и достигнуть Тихого океана, а пресноводные рыбы из одного африканского озера никак не могут пересечь сузу и попасть в другие соседние изолированные озера. Океаны, пустыни, горы, реки – все они ограничивают передвижение видов. Благодаря географической изоляции пути эволюции животных в каждой части света проходили по-своему. Интродуцировав в эти фаунистические и флористические комплексы чуждые виды, человек нарушил естественный ход событий. В доиндустриальные эпохи человек, осваивая новые территории, приносил сюда

с собой культурные растения и домашних животных. Европейские моряки, чтобы обеспечить себя пищей на обратном пути, оставляли на необитаемых островах коз и свиней. В современную эпоху, намеренно или случайно, огромное множество видов интродуцировано в те области, где их никогда не было [Vitousek et al., 1996]. Интродукция многих видов была обусловлена следующими факторами.

- *Европейская колонизация*. Прибывая на новые места поселений в Новой Зеландии, Австралии, южной Африке, и желая сделать окрестности более привычными для взгляда и обеспечить себя традиционными развлечениями (в частности, охотой), европейцы завезли туда сотни европейских видов птиц и млекопитающих.

Таблица 2.7

Популяции китов в мире, на которые охотятся человек

Виды	Численность до охоты*	Численность в настоящем
Гладкие киты		
Синий кит	200000	9000
Гренландский кит	56000	8200
Финвал (сельдянной полосатик)	475000	123000
Серый кит	23000	21000
Горбатый кит	150000	25000
Малый полосатик	140000	850000
Японский кит	Невзвестна	1300
Синвал (иравадийский полосатик)	100000	55000
Южный кит	100000	1500
Зубатые киты		
Белуха	Невзвестна	50000
Нарвал	Невзвестна	35000
Кашалот	2400 000	1950 000

Источник: Myers, 1993; Sea World, 2000

*Численность до охоты экологически приблизительна

- *Садоводство и сельское хозяйство*. Большое число видов декоративных растений, сельскохозяйственных культур и пастбищных трав интродуцируется и выращивается в новых областях. Многие из этих видов “вырвались на свободу” и обосновались в местных сообществах.
- *Случайный привнос*. Виды часто транспортируются человеком непреднамеренно. Типичные примеры тому – семена сорняков, случайно собранные вместе с урожаем культурных

растений и высеванные затем на новом месте; крысы и насекомые, путешествующие на кораблях и самолетах; болезнетворные и паразитические организмы, переносимые их хозяевами. Вместе с балластом корабли часто привозят экзотические виды. С почвенным балластом, сваливаемым на территориях портов, прибывают семена сорняков и почвенные членистоногие; водяной балласт содержит водоросли, беспозвоночных и мелких рыб. Например обнаружено, что балластные воды, оставленные кораблями в Coos Bay, Oregon, содержали 367 морских видов, характерных для Японских морей [Carlton, Geller, 1993].

Подавляющее большинство экзотических видов, то есть видов, оказавшихся из-за деятельности человека вне своего естественного ареала, не приживается на новых местах, поскольку новая окружающая среда не соответствует их потребностям. Однако определенный процент видов очень даже хорошо осваивается в новых “домах” и становятся инвазивными видами, то есть такими, которые увеличиваются в численности за счет исходных видов. Путем конкуренции за лимитирующий ресурс такие экзотические виды могут вытеснить аборигенные виды. Интродуцированные животные могут истреблять последних вплоть до их исчезновения, или могут так изменить местообитания, что они становятся непригодными для исходных видов. В США инвазивные экзотические виды представляют собой угрозу для 49% исчезающих видов, причем особенно они опасны для птиц и растений [Wilcove et al., 1998].

Инвазивные виды проявили свое влияние во многих областях земного шара. В США сейчас обитает более чем 70 видов экзотических рыб, 80 видов экзотических моллюсков, 200 видов экзотических видов растений и 2000 экзотических насекомых (рис. 2.12). На многих затопляемых землях Северной Америки абсолютно доминируют экзотические многолетники: в болотах востока Северной Америки доминирует дербенник иволистный (*Lythrum salicaria*) из Европы, а жимолость японская (*Lonicera japonica*) образует плотные заросли на низинных землях юго-востока США. Намеренно интродуцированные насекомые, например европейские медоносные пчёлы (*Apis mellifera*) и шмели (*Bombus spp.*), и случайно занесенные муравьи Рихтера (*Solenopsis saevissima richteri*) и африканские медоносные пчелы (*A. mellifera adansonii* или *A. mellifera scutella*) создали огромные популяции. Эти инвазивные виды могут оказывать разрушительное влияние на местную фауну

насекомых, приводя к сокращению численности многих видов на этой территории. В некоторых областях юга США из-за инвазии экзотических муравьев Рихтера разнообразие видов насекомых сократилось на 40%.

Инвазивные виды в водных местообитаниях. Особенно сильно влияние инвазивных видов может проявиться в озерах, реках и целых морских экосистемах. Пресноводные сообщества похожи на острова в океане в том смысле, что они являются изолированными местообитаниями, которые окружены обширными, непригодными для заселения пространствами. Поэтому они особенно уязвимы к внедрению экзотических видов. В водоемы ради коммерческого или спортивного рыболовства часто интродуцируют не присущие им виды. В морские и эстuarные системы и во внутренние моря уже внедрено более 120 видов рыб; и хотя частично эти интродукции осуществлялись намеренно для улучшения рыбного хозяйства, большая их часть явилась непредусмотренным результатом строительства каналов и переноса балластных вод кораблями. Часто экзотические виды крупнее и агрессивнее, чем представители естественной рыбной фауны, и в результате конкуренции и прямого хищничества они могут постепенно довести местные виды рыб до исчезновения.

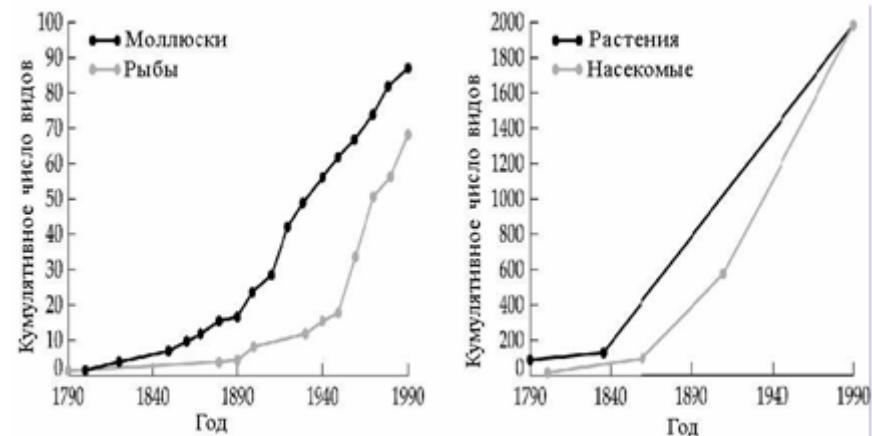


Рис. 2.12. В США число экзотических видов моллюсков, рыб, растений и насекомых устойчиво увеличивается со временем [по OTA, 1993].

Агрессивная водная экзотическая фауна, наряду с рыбами, включает растения и беспозвоночных. В Северной Америке одной из наиболее тревожных инвазий было появление в Великих Озерах в 1988 году речной дрейссены (*Dreissena rostriformis*). Это маленькое полосатое животное из Каспийского моря было несомненно занесено из Европы танкерами. За два года в некоторых частях озера Эри численность дрейссены достигла 700 тыс. особей на 1 m^2 , что вытеснило местные виды моллюсков. По мере своего продвижения к югу, этот экзотический вид наносит огромный экономический ущерб рыбному хозяйству, плотинам, электростанциям и судам, опустошает водные сообщества.

Способность экзотических видов к внедрению. Почему некоторые экзотические виды так легко способны внедряться и доминировать в новых местообитаниях и вытеснять местные виды? Одна из причин – отсутствие в новой среде их естественных врагов, вредителей и паразитов. Завезенные в Австралию кролики, например, неконтролируемо разплодились и довели местные растения до полного исчезновения, поскольку не было естественных факторов, контролирующих их численность. Сейчас усилия по борьбе с кроликами сосредоточены на завозе в Австралию таких

болезней, которые избирательно будут контролировать вездесущие популяции кроликов.

Деятельность человека может создать необычные условия в окружающей среде, к которым экзотические виды адаптируются легче, чем местные. Например, это сильная нарушенность почвенного покрова, участившиеся случаи пожаров или повышенная освещенность. Наиболее высокие концентрации инвазивных экзотических видов чаще всего обнаруживаются в местах обитания, наиболее сильно измененных человеческой деятельностью. В Юго-Восточной Азии, например, прогрессирующая деградация лесов приводит к постепенному уменьшению в них доли местных видов (рис. 2.13). А поскольку человек все сильнее изменяет окружающую среду, загрязняя воздух и воды, развивая сельское хозяйство, вылавливая рыбу, вырубая леса и глобально изменяя климат, проблема, связанная с инвазивными видами, будет усугубляться.

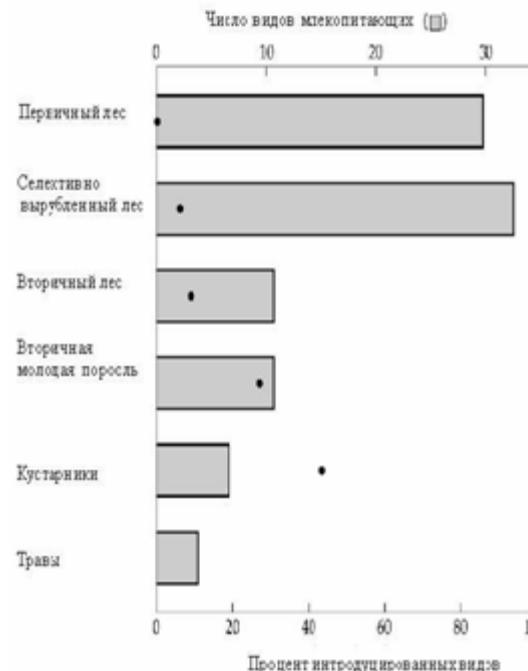


Рис. 2.13. Прогрессивная деградация лесов Юго-Восточной Азии вследствие их вырубки и расчистки не только снижает число видов местных млекопитающих, но и увеличивает процент интродуцированных видов. На последней травянистой стадии деградации представлены только интродуцированные крысы [по Harrison, 1968].

Считается, что в системе национальных парков США наиболее серьезной угрозой для флоры и фауны стали инвазивные виды. Пока сохраняются местные виды, влияние деградации, фрагментации и загрязнения местообитания за годы или десятилетия потенциально можно исправить и восстановить экосистемы, но основательно внедрившиеся экзотические виды будет невозможно удалить из сообществ. Инвазивные экзотические виды могут достичь такой большой численности, настолько широко распространиться и так интегрироваться в сообщества, что их удаление может стать делом исключительно сложным и дорогим. По всей Северной Америке широко распространенные местные виды деревьев атакуются и даже уничтожаются интродуцированными насекомыми и грибами, что наносит ущерб и экономике, и экосистемам в масштабе всего континента.

Еще один класс инвазивных видов – это те виды, которые расширили свой ареал в континентальных областях потому, что им оказались выгодны вызванные человеком нарушения окружающей среды. В Северной Америке из-за фрагментации лесов, развития системы пригородов и появления легко доступных пищевых отходов увеличились численность и область распространения койотов, рыжих лисиц и серебристых чаек. Эти агрессивные виды теснят местные, менее конкурентоспособные, отступающие перед хищниками виды. Поэтому очередной задачей в деле сохранения редких видов и охраняемых территорий становится управление местными видами, которые прекрасно адаптировались к деятельности человека и достигли необычно высокой численности. Другой особый класс инвазивных видов – это те, которые имеют близких родственников среди местной биоты. Когда такие экзотические виды скрещиваются с местными видами и подвидами, из местных популяций могут исчезнуть уникальные генотипы, а таксономические границы окажутся размытыми. Похоже такая судьба постигнет некоторые локальные виды лососей, столкнувшихся с промышленными видами. На юго-западе Америки из-за разрушения местообитаний и конкуренции с интродуцированными видами рыб сократился ареал лосося Апачей (*Oncorhynchus apache*). Помимо этого, вид еще и широко скрещивался с радужной форелью (*O. mykiss*), интродуцированной для спортивной рыбалки [Dowling, Childs, 1992].

2.17. Болезни

Инфекции, вызываемые болезнетворными организмами, обычны и для диких, и для содержащихся в неволе видов [McCallum, Dobson, 1995]. Болезни могут быть вызваны микропаразитами: вирусами, бактериями, грибами и простейшими или макропаразитами – гельминтами или паразитическими членистоногими. Для некоторых редких видов такие болезни могут быть самой сильной угрозой. Последняя известная в диком состоянии популяция черноногого хорька (*Mustela nigripes*) в 1987 году была уничтожена вирусом собачьей чумки [Miller et al., 1996]. Одним из главных требований к содержанию в неволе черноногого хорька является его защита от собачьей чумки, человеческих вирусов и других болезней. Это обеспечивается путем жестких карантинных мер и разделением живущих в неволе колоний на географически отдаленные группы. Черноногий хорек остается исключительно восприимчивым к вирусу собачьей чумки, который присутствует в популяциях хищников во всех потенциальных областях обитания хорька. В результате этого животные, выпущенные на волю в 1991 году, продолжают оставаться под угрозой эпидемии.

Три основных принципа эпидемиологии имеют очевидное практическое применение при разведении видов в неволе и управлении редкими видами. Во-первых, и дикие, и содержащиеся в неволе животные в плотных популяциях подвергаются большему риску заражения. На фрагментированных охраняемых территориях популяции животных могут временно достигать неестественно высокой плотности, что обеспечивает высокую скорость передачи возбудителей. В нормальных природных условиях опасность заражения обычно ниже, поскольку животные меньше контактируют с экскрементами, слюной, сброшенной кожей и другими источниками заражения. В искусственно созданных ситуациях животные находятся в более тесном контакте с этими потенциальными источниками инфекции и риск передачи заболевания возрастает. В зоопарках животные часто содержатся вместе на небольшой территории. Следовательно, если одно животное заражается, паразиты могут быстро распространяться по всей популяции.

Во-вторых, подверженность организма к заболеванию может быть косвенным результатом разрушения местообитания. Когда из-за разрушения места обитания популяция хозяина скапливается на небольшой площади, это часто приводит к

ухудшению качества среды и уменьшению количества корма, что приводит к неполноценному питанию, ослаблению животных и, соответственно, к их большей подверженности инфекциям. Перенаселенность может приводить к социальным стрессам внутри популяции, что тоже понижает устойчивость животных к заболеваниям. Загрязнение повышает восприимчивость организма к патогенным инфекциям, особенно в водных средах.

В-третьих, на многих охраняемых территориях, в зоопарках, национальных парках и в новых сельскохозяйственных областях дикие животные входят в контакт с новыми видами, в том числе с человеком и домашними животными, с которыми в природе они сталкиваются редко или вообще никогда и, соответственно, обмениваются с ними возбудителями (рис. 2.14).

Некоторые опасные инфекционные заболевания, такие как вирус иммунодефицита человека (ВИЧ) и вирус Эбола, вероятно, распространились из популяций диких животных к домашним и человеку. Будучи однажды инфицированными экзотическими заболеваниями, животные не могут быть возвращены из неволи в дикую природу без угрозы заразить всю дикую популяцию. Помимо этого, виды, устойчивые к какому-то заболеванию, могут стать хранителями этого возбудителя, который впоследствии может поразить популяции менее устойчивых видов. Например, при совместном содержании в зоопарках совершенно здоровые африканские слоны могут передавать смертельно опасный для них вирус герпеса родственным им азиатским слонам [Richman et al., 1999]. В начале 90-х годов в Национальном Парке Серенгети в Танзании около 25% львов погибло от собачьей чумки, очевидно заразившись в результате контакта с одной или более из 30 тыс. домашних собак, живущих около парка [Morell, 1994]. Болезни могут поражать и более обычные виды: североамериканский каштан (*Castanea dentata*), очень широко распространенный на всей западной части США, в этом регионе был фактически уничтожен грибами-актиномицетами, попавшими сюда с китайским каштаном, завезенным в Нью-Йорк. Сейчас интродуцированные грибы губят кизил флоридский (*Cornus florida*) на большей части его естественного ареала.

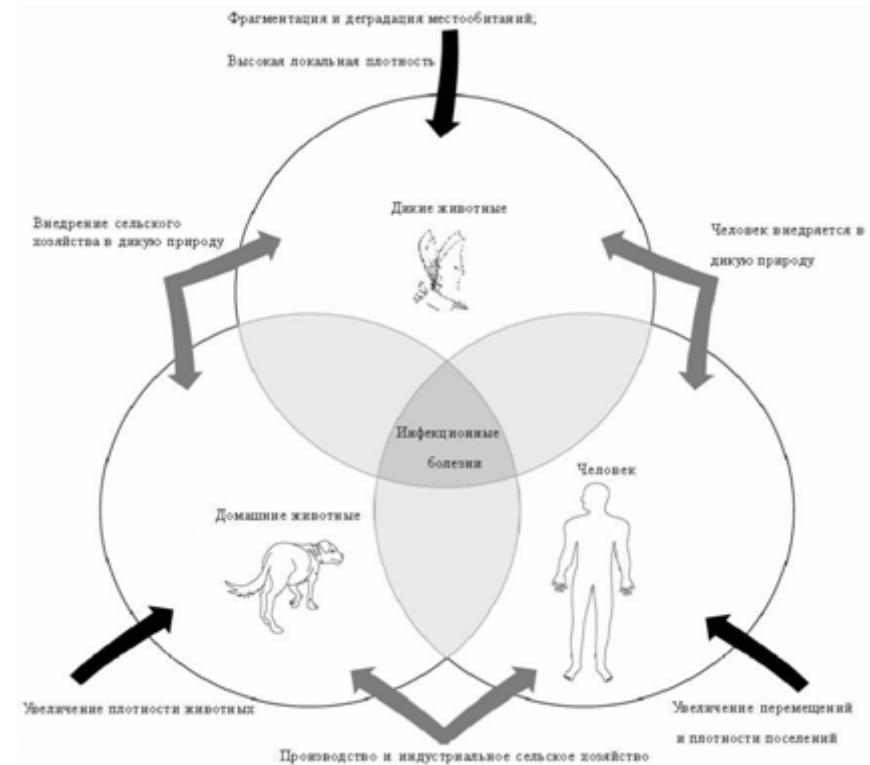


Рис. 2.14. Такие инфекционные болезни, как бешенство, болезнь Лайма, грипп и собачья чума распространяются среди популяций диких животных, домашних животных и человека в результате увеличения плотности населения и проникновения сельского хозяйства и поселений человека в области дикой природы. Закрашенные области пересечения показывают болезни, поделенные тремя группами. Чёрные стрелки указывают на факторы, ускоряющие темпы инфекции; серые стрелки обозначают факторы, влияющие на распространение болезни среди трех групп. Рисунок иллюстрирует пример бешенства: летучие мыши, собаки и человек – все они подвержены вирусу бешенства [по Daszak et al., 2000].

2.18. Подверженность к вымиранию

Когда окружающая среда нарушается в результате деятельности человека, размер популяций многих видов сокращается, а некоторые

виды вовсе вымирают. Экологи заметили, что не все виды имеют одинаковую вероятность вымирания; определенные категории видов особенно ему подвержены и нуждаются в тщательной охране и контроле [Gittleman, 1994].

- *Виды с узкими ареалами.* Некоторые виды встречаются только в одном или нескольких местах географически ограниченных областях, и если весь ареал подвергается человеческой деятельности, эти виды могут исчезнуть. Многочисленными примерами тому являются вымершие виды птиц, обитавших на океанических островах. Исчезли также и многие виды рыб, обитавших в единственном озере или в бассейне одной реки.

- *Виды, образованные одной или несколькими популяциями.* Любая популяция видов может стать локально исчезнувшей в результате землетрясений, пожаров, вспышек заболеваний и человеческой деятельности. Поэтому виды со многими популяциями менее подвержены глобальному вымиранию, чем виды, которые представлены только одной или несколькими популяциями.

- *Виды с небольшим размером популяции, или “парадигма малой популяции”* [Caughley, Gunn, 1996]. У малых популяций больше вероятность исчезнуть, чем у больших, по причине их большей подверженности демографическим и природным изменениям и потере генетического разнообразия, как это описано в главе 3. Виды, для которых характерны небольшие размеры популяций, например крупные хищники и крайне специализированные виды вымрут с большей вероятностью, чем те виды, для которых характерны большие популяции.

- *Виды, у которых размер популяций постепенно уменьшается, так называемая “парадигма уменьшения популяции”.* В нормальных случаях популяции обладают тенденцией к самовосстановлению, поэтому популяция, демонстрируя устойчивые признаки уменьшения, вероятнее всего, исчезнет, если причина сокращения не будет выявлена и устранена.

- *Виды с низкой плотностью популяций.* Виды с общей низкой плотностью популяций в случае, если целостность их ареала была нарушена деятельностью человека, в каждом фрагменте будут представлены низкой численностью. Размер популяции внутри каждого фрагмента может оказаться слишком маленьким для того, чтобы вид мог уцелеть. Он начинает исчезать в пределах всего своего ареала.

- *Виды, которым необходимы большие ареалы.* Виды, у которых отдельные особи или социальные группы добывают корм на больших территориях, склонны к вымиранию, если часть их ареала разрушена или фрагментирована человеческой деятельностью.

- *Виды крупных размеров.* По сравнению с мелкими животными, животные крупного размера обычно имеют более обширные индивидуальные территории. Им нужно больше корма, они чаще становятся предметом охоты человека. Крупных хищников часто истребляют, потому что они конкурируют с человеком за дичь, иногда нападают на домашних животных и людей, к тому же они являются объектом спортивной охоты. В каждой гильдии видов самые крупные виды – самые крупные хищники, самый крупный лемур, самый большой кит – более всего подвержены вымиранию.

- *Виды, неспособные к расселению.* При естественном ходе природных процессов изменения окружающей среды вынуждают виды или поведенчески, или физиологически адаптироваться к новым условиям. Виды, неспособные адаптироваться к изменяющейся среде, должны или мигрировать в более подходящие местообитания, или оказываются перед угрозой вымирания. Быстрые темпы вызванных человеком изменений часто опережают адаптацию, оставляя миграцию как единственную альтернативу. Виды, неспособные пересечь дороги, поля и другие нарушенные человеком места обитания, обречены на вымирание, поскольку их “родные” места обитания преобразованы в результате загрязнения, инвазии новых видов или из-за глобального изменения климата. Низкая способность к расселению объясняет, почему среди водных беспозвоночных Северной Америки исчезло или находится под угрозой вымирания 68% видов моллюсков, в отличие от видов стрекоз, которые могут откладывать яйца, перелетая с одного водоема на другой, поэтому для них этот показатель составляет 20% [Stein, Flack, 1997].

- *Сезонные мигранты.* Сезонно мигрирующие виды связаны с двумя или более удаленными друг от друга местообитаниями. Если одно из местообитаний нарушено, виды не могут существовать. Выживание и размножение миллиардов певчих птиц 120 видов, каждый год мигрирующих между Канадой и Южной Америкой, зависит от наличия подходящих местообитаний на обеих территориях. Дороги, изгороди или дамбы создают барьеры между

необходимыми местообитаниями, которые некоторым видам нужны для прохождения всего жизненного цикла. Например, лососям плотины мешают продвигаться вверх по рекам для нереста.

- *Виды с низким генетическим разнообразием.* Внутрипопуляционное генетическое разнообразие иногда позволяет видам успешно адаптироваться в изменяющейся среде. При появлении новой болезни, нового хищника или других изменений, виды с низким генетическим разнообразием могут исчезнуть с большей вероятностью.

• *Виды с узкоспециальными требованиями к экологической нише.* Некоторые виды приспособлены лишь к необычным типам редких, рассеянных местообитаний, например известковым выходам или пещерам. Если местообитание нарушено человеком, такой вид вряд ли сможет уцелеть. Виды с узкоспециализированными требованиями к пище тоже подвержены особому риску. Яркий тому пример – виды клещей, которые кормятся только на перьях определенного вида птицы. Если вид птицы исчезает, соответственно исчезает и вид перьевого клеша.

• *Виды, обитающие в стабильных средах.* Многие виды адаптированы к средам, параметры которых меняются очень слабо. Например, живущие под пологом первичного дождевого тропического леса. Часто такие виды медленно растут, малорепродуктивны, дают потомство лишь несколько раз в жизни. Когда дождевые леса вырубаются, выжигаются или еще как-то изменяются человеком, многие живущие здесь виды оказываются неспособными выжить при возникающих изменениях микроклимата (увеличение освещенности, уменьшение влажности, колебания температур) и при появлении конкуренции с ранне-сукцессионными и инвазивными видами.

• *Виды, образующие постоянные или временные агрегации.* Очень подвержены местному вымиранию виды, которые образуют скопления в определенных местах. Например, летучие мыши по ночам кормятся на большой территории, но день обычно проводят в определенной пещере. Охотники, пришедшие днем в эту пещеру, могут собрать всю популяцию до последней особи. Стада бизонов, стаи странствующих голубей и косяки рыб – это агрегации, которые активно использовались человеком, вплоть до полного истощения вида или даже вымирания, как это случилось со странствующим голубем. Некоторые виды социальных животных не могут существовать, когда численность их популяций снижается ниже

определенного уровня, поскольку они больше не могут добывать корм, спариваться и защищаться.

- *Виды, на которые охотится или собирает человек.* Предпосылкой к вымиранию видов всегда была их утилитарность. Чрезмерная эксплуатация может быстро сократить размер популяции видов, представляющих экономическую ценность для человека. Если охота или сбор не регулируются законодательно, или местными традициями, виды могут исчезнуть.

Эти характеристики подверженных вымиранию видов не независимы, а группируются в более крупные категории. Например, виды крупных животных склонны к образованию популяций с низкой плотностью и большими ареалами – все это особенности подверженных вымиранию видов. Выявление таких характеристик помогает биологам заранее принимать меры для сохранения видов, особенно нуждающихся в защите и управлении.

Рекомендуемая литература

1. Daszak, P., A. A. Cunningham and A. D. Hyatt. Emerging infectious diseases of wildlife – threats to biodiversity and human health // *Science*. 2000. V. 287. P. 443–449.
2. Quammen, D. *The Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinctions*. N.Y.: Scribner, 1996.
3. Rochelle, J. A., L. A. Lehman and J. Wisniewski (eds.). *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*. Leiden: Koninklijke Brill NV, 1999.
4. Schneider, S. *Laboratory Earth: The Planetary Gamble We Can't Afford to Lose*. N.Y.: Basic Books, 1998.
5. Stearns, B. P. and S. C. Stearns. *Watching from the Edge of Extinction*. New Haven, CT: Yale University Press, 1999.
- Taylor, V. J. and N. Dunstone (eds.). *The Exploitation of Mammal Populations*. L.: Chapman and Hall, 1996.
6. Union of Concerned Scientists. *Global Warming: Early Signs*. Cambridge, MA: 1999.
7. Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope and R. Westerbrooks. *Biological invasions as global environmental change* // *American Scientist*. 1996. V. 84. P. 468–478.

8. Wilcove, D. S. *The Condor's Shadow: The Loss and Recovery of Wildlife in America*. N-Y.: W. H. Freeman, 1999.

Глава 3. Сохранение на видовом и популяционном уровнях

[Обратно в содержание](#)

Принимаемые меры по охране природы главным образом направлены на те виды, которые уменьшают свою численность или уже находятся под угрозой вымирания. Как мы уже обсуждали, деятельность человека часто создает серьезные проблемы для существования видов. Для успешного сохранения видов в этих сложных условиях биологам необходимо определить устойчивость популяций в разных обстоятельствах. Например, если численность вида уменьшается, следует ли сразу предпринимать специальные меры, чтобы предотвратить его вымирание? Или, насколько способна популяция находящегося под угрозой исчезновения вида сохраниться и даже увеличить численность в природном резервате?

Многие национальные парки и другие охраняемые территории были созданы для охраны “характерной мегафауны”, в которой такие животные, как львы, тигры, медведи, являются национальными символами и привлекают туристов. Однако если территории, на которых обитают эти виды в составе определенного сообщества, выделить в качестве охраняемых чисто формально, это может не остановить их исчезновение. Часто охраняемые территории создаются лишь тогда, когда большинство популяций, находящихся под угрозой видов, уже сильно сократилось из-за деградации и уничтожения местообитаний, их фрагментации и чрезмерной эксплуатации. В таких обстоятельствах численность видов продолжает сокращаться, вплоть до их исчезновения. Кроме того, за границами охраняемой территории животные остаются незащищенными и подвергаются риску. Для того, чтобы создать полноценную программу сохранения, способную защитить и даже восстановить находящиеся в опасности виды, жизненно необходимо понять состояние их популяций в дикой природе, выявить, как реагируют эти популяции на различные условия, знать естественную историю и экологию этих видов. В этой главе показано, как для защиты и восстановления видов биологи используют подход на популяционном уровне.

3.1. Сохранение видов путем сохранения популяций

Общее правило для создания хорошей программы сохранения исчезающих видов заключается в том, что для охраны выделяется территория, охватывающая по возможности наибольшую площадь местообитания и населенная максимальным числом особей. Однако это общее положение не дает конкретных указаний, которые могли бы помочь проектировщикам, землеустроителям, политикам и биологам, занимающимся сохранением видов. Проблема усложняется тем обстоятельством, что проектировщики часто вынуждены работать без четкого представления о том, какие условия предъявляет вид к площади и состоянию местообитания. Например, чтобы сохранить краснокардового дятла, надо выделить на юго-западе США местообитания, связанные с длинноиглой сосной, для 50, 500, 5000, 50 000 или более особей. Более того, проектировщики сталкиваются с конфликтными ситуациями, возникающими из-за ограниченности определенных ресурсов. Эту проблему во всем мире ярко иллюстрируют попытки найти компромисс между мощным экономическим натиском на прибрежные зоны и необходимостью защитить находящиеся в опасности морские и прибрежные местообитания.

В своем основополагающем труде Шаффер [Shaffer, 1981] определил необходимое для выживания вида количество особей, как минимальную жизнеспособную популяцию (МЖП): “минимальная жизнеспособная популяция для данного вида в данном местообитании – это наименьшая изолированная популяция, имеющая 99% шансов сохраниться на 1000 лет, несмотря на прогнозируемое воздействие демографических, природных и случайных генетических катастроф”. Иными словами, МЖП – это наименьшая популяция, предположительно обладающая высокими шансами сохраниться в обозримом будущем. Шаффер подчеркивал пробный характер этого определения, указывая, что вероятность выживания можно установить и 95, и 99%, или любой другой, а временные рамки могут быть, например, 100 лет или 500 лет. Главное в определении МЖП – то, что оно позволяет дать количественную оценку того, сколько особей необходимо для сохранения вида.

Шаффер (1981) сравнивает меры по сохранению МЖП с мерами по контролю паводков. При планировании систем контроля за паводками и при регулировании застройки затопляемых земель,

недостаточно руководствоваться только среднегодовым количеством осадков. Мы осознаем необходимость учитывать и наводнения, которые могут случаться раз в 50 лет. Аналогично и при защите природных систем мы понимаем, что катастрофические явления, такие как землетрясения, лесные пожары, извержения вулканов, эпидемии и неурожаи, хоть и реже, но все же будут происходить. Чтобы планировать долговременное сохранение исчезающих видов, мы должны исходить не только из их среднегодовых потребностей, но предусмотреть проблемы, связанные с исключительными случаями. Например, в засушливые годы животные в поисках воды, необходимой для выживания, могут мигрировать далеко за пределы своих обычных ареалов.

Чтобы точно узнать размер МЖП конкретного вида, может потребоваться детальное долгостоящее демографическое изучение популяции и анализ окружающей среды, на что могут уйти месяцы и годы. Некоторые биологи считают, что для сохранения видов позвоночных необходимо исходить из 500–5000 особей, поскольку это количество обеспечивает сохранение генетического разнообразия [Lande, 1995]. Спасение такого количества животных, похоже, может оказаться достаточным для того, чтобы катастрофические годы пережило хотя бы минимальное число особей, необходимое для восстановления популяции до прежнего уровня. Для видов, популяции которых сильно меняют свои размеры, например некоторые беспозвоночные и однолетние растения, эффективной может оказаться стратегия защиты популяции в 10 тыс. особей.

После того как для вида установлен размер МЖП, следует определить минимальную динамичную площадь местообитаний (МДП), необходимую для сохранения МЖП. МДП можно определить, выявляя размеры индивидуальных участков и участков групп. По существующим оценкам, для поддержания популяций многих мелких млекопитающих необходимы заповедники площадью от 10 000 до 100 000 га [Schonewald-Cox, 1983]. А чтобы сохранить в Канаде популяции имеющих большие индивидуальные участки медведей гризли, требуется огромные площади: 49 000 км² для 50 особей и 2 420 000 км² для 1000 особей [Noss, Cooperrider, 1994].

3.2. Маленькие популяции особенно уязвимы

Один из лучших примеров определения МЖП относится к популяциям 120 снежных баранов (*Ovis canadensis*), обитающих в пустынях юго-запада США [Berger, 1990; 1999]. Некоторые из этих популяций наблюдали в течение 70 лет. Изучение привело к поразительным результатам. Оказалось, что 100% популяций, насчитывающих менее 50 животных, вымерло в течение 50 лет, в то время как практически все популяции, включающие более 100 особей, сохранились на весь этот период (рис. 3.1). Несмотря на факторы, препятствующие выживанию мелких популяций, государственный контроль за местообитаниями и подселение в них дополнительного количества животных позволило спасти некоторые малые популяции, находившиеся под угрозой вымирания.

Данные, полученные в результате долговременного изучения птиц на California Channel Islands, подтвердили необходимость сохранения больших популяций. Только те популяции, которые насчитывали более 100 пар, имели

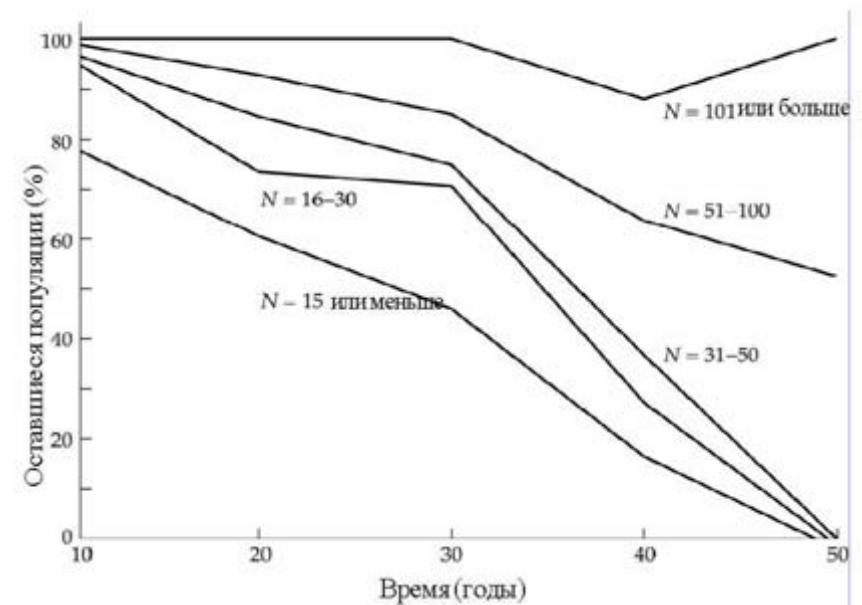


Рис. 3.1. Взаимосвязь между начальной популяцией величиной (N) канадского снежного барана и процентом его оставшейся

популяции через некоторое время. Почти все популяции с числом более 100 особей прожили свыше 50 лет, в то время как популяции менее 50 вымерли в течение 50 лет. Не включены небольшие популяции, с которыми идет активная работа и куда добавляют животных [по Berger, 1990].

более 90% шансов на выживание в течение 80 лет [Jones, Diamond, 1976]. С другой стороны и малые популяции не всегда сдаются. Многие популяции птиц, состоящие из 10 размножающихся пар, достоверно выжили в течение 80 лет.

3.3. Проблемы малых популяций

За редким исключением, для защиты большинства видов нужны большие популяции, а виды с малыми популяциями стоят перед реальной опасностью вымирания. Вот три основные причины, которые делают малые популяции подверженными быстрому падению численности и локальному исчезновению:

- 1) генетические проблемы, возникающие из-за потери генетического разнообразия, родственного скрещивания и дрейфа генов;
- 2) демографические колебания из-за случайного изменения соотношения в уровнях рождаемости и смертности;
- 3) флюктуации численности, связанные с хищниками, конкуренцией, заболеваниями, равно как с природными катастрофами в виде пожаров, наводнений, засух.

3.4. Потеря генетического разнообразия

Генетическое разнообразие очень важно для обеспечения способности популяций адаптироваться к изменениям окружающей среды (см. главу 1). Только особи с определенными аллелями или комбинацией аллелей могут обладать качествами, необходимыми для выживания и воспроизведения в новых условиях. Внутри популяции частота отдельных аллелей может варьировать от часто встречающихся до очень редких. В малых популяциях частоты аллеля могут изменяться от одного поколения к следующему просто из-за случайностей, которые имеют место при скрещивании и выживании потомства; этот процесс известен как *генетический дрейф*. Когда аллель в малой популяции имеет низкую встречаемость, существует высокая вероятность того, что он будет случайно потерян в одном из поколений. Рассматривая теоретический пример изолированной популяции, в которой в ген

представлен двумя аллелями, Райт (Wright, 1931) предложил формулу для выражения доли гетерозиготности особей (особь, у которой имеются два разных аллеля гена), которые остаются в очередном поколении (H) в популяции размножающихся взрослых (N_e):

$$H = 1 - \frac{1}{2N_e}$$

Согласно этому уравнению, популяция из 50 особей в следующей генерации из-за утраты редких аллелей сохранит 99% исходной гетерозиготности, а через 10 поколений – 90%. Однако популяция из 10 особей через поколение сохранит только 95% исходной гетерозиготности, а через 10 поколений – лишь 60% (рис. 3.2).

Из этой формулы наглядно видно, какие значительные потери генетического разнообразия могут происходить в малых популяциях, особенно обитающих на островах или во фрагментированных ландшафтах. Однако миграция особей между популяциями и регулярная мутация генов приводят к увеличению генетической изменчивости внутри популяции и уравновешивают влияние генетического дрейфа. Даже низкая частота перемешивания особей из разных популяций сводит к минимуму потерю генетического разнообразия, обусловленную малыми размерами популяции [Bryant

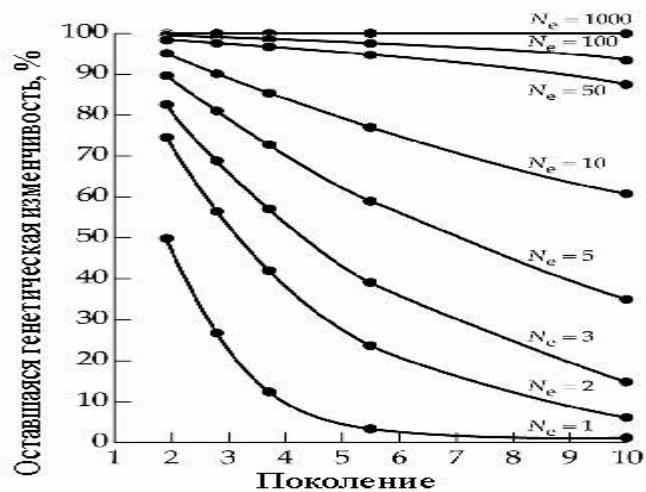


Рис.3.2. Генетическая изменчивость может быть со временем утрачена вследствии девиации генов. На графике представлен средний процент генетической изменчивости, оставшейся после десяти поколений для теоретической популяции величиной (N_e). За 10 поколений генетическая изменчивость уменьшается на 40% при размере популяции 10 особей, 65% при популяции, состоящей из 5 особей и 95% при величине равной 2 [из Meffe, Carroll 1997].

et al., 1998]. Если в каждую изолированную популяцию размером около 100 особей в каждом поколении прибывает только один новый эмигрант, влияние генетического дрейфа будет пренебрежимо малым. Такой поток генов оказался важнейшим фактором, предотвращающим потерю генетического разнообразия в малых популяциях галапагосских выорков [Grant, Grant, 1992]. Хотя обычные темпы мутаций в природе – примерно от 1 из 1000 до 1 из 10 000 генов на генерацию – могут компенсировать случайные потери аллелей в больших популяциях, они не могут компенсировать эффект генетического дрейфа в малых популяциях численностью 100 и менее особей.

Дополняя собой теоретические положения и лабораторные эксперименты, полевые данные также показывают, что малый размер популяции ведет к более быстрой потере аллелей [Frankham, 1996]. Среди хвойных видов в Новой Зеландии популяции, образованные менее чем 1000 растениями, испытывают более

сильную потерю генетического разнообразия, чем популяции, превышающие 10 000 экземпляров [Billingon, 1991]. Обзор исследований генетической изменчивости растений показал, что только 8 из 113 видов имели генетическое разнообразие ниже предела обнаружения и что большинство из этих 8 видов обладали очень ограниченными ареалами [Hamrick, Godt, 1989].

Подверженные генетическому дрейфу малые популяции более восприимчивы к разрушительным генетическим эффектам, таким как инбрейдная депрессия, аутбрейдная депрессия и потеря эволюционной пластичности. Эти факторы могут вносить свой вклад в дальнейшее уменьшение размера популяции и увеличение вероятности вымирания.

Инбрейдная депрессия. В большинстве природных популяций существуют разнообразные механизмы, предотвращающие родственное спаривание (инбридинг). В крупных популяциях большинства видов животных особи обычно не спариваются с близкими родственниками. Обычно молодые животные покидают то место, где родились, или опасность их спаривания с родственниками подавляется уникальными индивидуальными запахами или другими подсказками органов чувств. У многих растений ряд морфологических и физиологических механизмов способствует перекрестному опылению и предотвращает самоопыление. Однако в некоторых случаях, особенно когда размер популяции мал и нет других партнеров, эти механизмы не могут предотвратить инбридинг. Спаривание между близкими родственниками, например между родителями и их потомством, внутри потомства и между двоюродными родственниками, самооплодотворение у гермафронтитных видов могут привести к инбрейдной депрессии – состоянию, характеризующемуся сокращением числа потомков, появлением слабого или стерильного потомства [Ralls et al., 1988]. Например, при воспроизводстве популяции гиалии пурпурной (*Ipomopsis aggregata*), состоящей из менее чем 100 растений, семена становятся более мелкими, отличаются пониженной всхожестью и проявляют большую чувствительность к изменениям окружающей среды, чем растения из более крупных популяций (рис. 3.3).

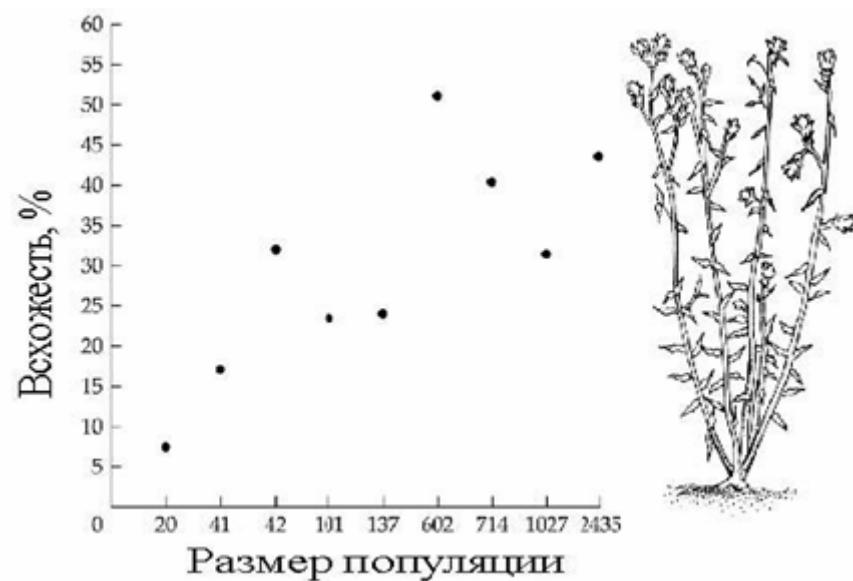


Рис. 3.3. Семена в популяции пурпурной гилии (*Iromopsis aggregata*) из горной Аризоны в малых популяциях (менее 150 представителей) прорастают хуже по сравнению с большими. Прорастание семян резко уменьшается в самых малых популяциях [no Heschel, Paige, 1995].

Эти симптомы, связанные с инбредной депрессией и потерей генетического разнообразия, ослабевают, когда растения из малых популяций подвергаются перекрестному опылению пыльцой растений их больших популяций. В Иллинойсе малые изолированные популяции лугового тетерева (*Tympanuchus cupido pinnatus*) обнаруживали признаки снижения генетического разнообразия и, соответственно, у них падала плодовитость и уменьшался процент вылупления цыплят [Westemeier et al., 1998]. Когда в эти популяции запустили особей из больших популяций с высоким генетическим разнообразием, жизнеспособность яиц восстановилась, продемонстрировав необходимость поддержания генетической изменчивости. Наиболее очевидное объяснение инбредной депрессии состоит в том, что у потомства проявляется

действие вредных аллелей, унаследованных от несущих их обоих родителей [Barrett, Kohn, 1991]. Инбредная депрессия может стать большой проблемой для малых популяций животных, содержащихся в зоопарках, и для реализации программ по селекции домашних животных.

Аутбредная депрессия. В дикой природе особи из географически разделенных и генетически отличающихся популяций редко спариваются между собой не только из-за своей физической удаленности, но и благодаря ряду поведенческих, физиологических и морфологических механизмов, которые гарантируют спаривание только между генетически сходными особями одного вида. Однако, когда вид редок, или его местообитание разрушено, случается аутбридинг – спаривание между представителями разных популяций. Особи, неспособные найти партнера в своей популяции, могут спариваться с особями из других популяций. В результате этого, из-за отсутствия комплементарности хромосом и ферментных систем, унаследованных от своих разных родителей, потомство бывает ослабленным или бесплодным, – ситуация, известная как аутбредная депрессия [Thomhill, 1993]. Гибридное потомство может уже не иметь ту необходимую комбинацию генов, которая позволяет особям выживать в конкретных местных условиях. В своем крайнем проявлении аутбредная депрессия может возникнуть при спаривании между особями близкородственных видов. Чтобы избежать аутбредной депрессии, программы по разведению животных в неволе должны предусматривать исключение пар из близкородственных видов и из крайних областей их географического ареала. То есть при создании экспериментальных популяций редких видов следует их ограждать от возможного влияния аутбредной депрессии.

Потеря эволюционной пластичности. Редкие аллели или необычные комбинации аллелей, не дающие сегодня никаких преимуществ, могут оказаться уникально полезными для будущих условий среды. Потеря генетического разнообразия в малой популяции может ограничить способность популяции адекватно откликаться на долговременные изменения в окружающей среде, такие как загрязнение, новые болезни или глобальное изменение климата. Без достаточного генетического разнообразия вид может исчезнуть.

3.5. Эффективный размер популяции

Сколько особей необходимо для того, чтобы поддержать генетическое разнообразие популяции? Франклин [Franklin, 1980] показал, что 50 особей можно считать минимальным количеством, необходимым для поддержания генетического разнообразия. Эта цифра основывается на практическом опыте селекционеров животных, который показывает, что группу отбираемых животных следует увеличить после утраты 2–3% изменчивости за поколение. Согласно формуле Райта, популяция из 50 особей потеряет только 1% разнообразия за поколение, так что эта цифра могла бы стать отправной при селекции. Однако поскольку оценка Франклина основана на работе с домашними животными, возможность ее применения для широкого диапазона видов дикой природы не бесспорна. Используя данные о темпах мутаций у плодовых мушек *Drosophila*, Франклин [Franklin, 1980] предположил, что в популяции из 500 особей скорость возникновения новой генетической изменчивости путем мутаций может компенсировать потерю изменчивости, вызванную малым размером популяции. Этот диапазон величин был сформулирован как “правило 50/500”: изолированным популяциям для поддержания генетической изменчивости необходимы по крайней мере 50 особей, а предпочтительнее – 500 особей.

Правило 50/500 трудно применять на практике, поскольку оно предполагает, что популяция состоит из N особей, и каждая имеет одинаковую вероятность спаривания и принесения потомства. Однако многие особи в реальной популяции не дают потомства по причине возраста, слабого здоровья, бесплодия, истощения, маленьких размеров тела или социальных взаимоотношений, не допускающих некоторых животных к спариванию. В результате действия этих факторов эффективный размер популяции (N_e) участающей в размножении особей, существенно меньше, чем реальный размер популяции. Поскольку темпы потери генетического разнообразия зависят от эффективного размера популяции, потеря генетического разнообразия может быть более стремительной, чем та, которую можно предположить, исходя из размеров реальной популяции [Nunney, Elam, 1994]. Эффективный размер популяции может оказаться ниже ожидаемого в одном из нескольких случаев.

Неравное соотношение полов. В некоторых случаях в популяции может быть неравное количество самок и самцов. Если, например, популяция моногамных видов гусей (в которых одни и те же самец и

самка образуют долговременную пару) состоит из 20 самцов и 6 самок, то в спаривание будут вовлечены только 12 особей. В этом случае эффективный размер популяции составляет не 26, а 12 особей. У других животных социальные системы могут препятствовать спариванию некоторых особей, несмотря на то, что физиологически они готовы к этому: например, у морских слонов доминирующий самец может контролировать большую группу самок и не давать другим самцам спариваться с ними.

Влияние неравного количества спаривающихся самцов и самок на N_e можно описать общей формулой:

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

где N_m и N_f – число спаривающихся в популяции самцов и самок соответственно. В целом, по мере увеличения нарушения соотношения полов размножающихся особей, отношение эффективного размера популяции к числу спаривающихся особей (N_e/N) тоже снижается.

Разнообразие плодовитости. У многих видов особи значительно отличаются по своей плодовитости. Это особенно относится к растениям, у которых некоторые экземпляры могут приносить лишь несколько семян, в то время как другие – тысячи семян. Неодинаковое количество потомства ведет к значительному сокращению N_e вплоть до 85% во многих видах, поскольку несколько особей нынешнего поколения будут непропорционально представлены в генном пуле следующего поколения.

Популяционные флуктуации. У некоторых видов размер популяции очень сильно варьирует от поколения к поколению. Особенно яркий пример отличий популяций демонстрируют насекомые, например бабочки *Euphydryas* spp. [Murphy et al., 1990], однолетние растения и амфибии. В популяциях, демонстрирующих такие крайние колебания, эффективный размер популяции находится где-то между самым низким и самым высоким числом особей. Однако эффективный размер популяции следует определять в годы ее наименьшей численности; только один год с резко упавшей численностью популяции значительно понизит величину N_e .

Эффект бутылочного горлышка и эффект основателей. Когда популяция резко сокращается в размерах, редкие аллели в популяции теряются, если ни одна из особей, имеющая эти аллели,

не выживет и не принесет потомство. Это явление известно как бутылочное горлышко популяции. С меньшим количеством аллелей и снижением гетерозиготности снижается и средняя приспособляемость особей. Производная бутылочного горлышка, известная как эффект основателей, имеет место, когда несколько особей покидают большую популяцию, чтобы образовать новую. Новая популяция часто обладает меньшей генетической изменчивостью, чем более крупная исходная популяция, и имеет более низкую вероятность сохраниться [Bryant et al., 1998].

Популяционные бутылочные горлышки не всегда приводят к понижению гетерозиготности. Если после кратковременного бутылочного горлышка популяция быстро расширяется, исходный уровень гетерозиготности может быть восстановлен, даже при сильном сокращении количества имеющихся аллелей [Allendorf, Leary, 1986]. Пример такого явления – высокий уровень гетерозиготности, обнаруженный у больших однорогих носорогов Непала. В середине 1960-х эта популяция насчитывала менее 30 спаривающихся особей, но к 1988 году она восстановилась почти до 400 особей [Dinerstein, McCracken, 1990].

Рассмотренные примеры показывают, что эффективный размер популяции часто значительно ниже, чем общее количество особей в популяции. Особенно в случае сочетания таких факторов, как флуктуация размеров популяции, наличие большого числа нерепродуктивных особей и неравное соотношение полов, эффективный размер популяции может оказаться значительно ниже, чем число особей, насчитывающихся в благоприятный год. Это несоответствие объясняется неодинаковым успехом размножения взрослых особей [Barfley et al., 1992]. Обзор большого количества результатов исследований в природе показал, что эффективный размер популяции в среднем составляет только 11% от ее общей численности. Популяция из 300 животных, казалось бы, достаточно большая для поддержания популяции, может иметь эффективный размер лишь в 33 особи, что указывает на нависшую над ней серьезную опасность потери генетической изменчивости и вымирания [Frankham, 1996]. Эти результаты показывают, что само по себе сохранение больших популяций может не предотвратить потерю генетической изменчивости, если только эффективный размер популяции тоже не будет достаточно большим.

3.6. Демографическое варьирование

В идеальной стабильной среде популяция будет увеличиваться до тех пор, пока не достигнет численности, которую может выдержать среда. В этой точке средний уровень рождаемости на особь равен среднему уровню смертности и, следовательно, не происходит изменений в размере популяции. В реальной популяции отдельные особи рождают не среднее количество потомков, а скорее или вообще их не рождают, или рождают меньше, или больше среднего числа. Аналогично и средний уровень смертности в популяции можно определить, лишь имея достаточно большую статистику по отдельным особям. Средние величины достаточно хорошо описывают состояние популяции до тех пор, пока ее размер остается большим. Если размер популяции опускается ниже 50 особей, индивидуальное варьирование в уровнях рождаемости и смертности влечет за собой случайные флуктуации размеров популяции в сторону их увеличения или уменьшения [Gilpin, Soule, 1986; Menges, 1992].

Если размер популяции в какой-то год снизился за счет превышения среднего уровня смертности над рождаемостью выше средней, новая меньшая популяция в последующие годы будет еще более подвержена демографическим колебаниям. Случайные колебания в сторону увеличения популяции обычно ограничены емкостью окружающей среды, и популяция может снова качнуться вниз. Следовательно, когда популяция уменьшается из-за разрушения и фрагментации мест обитания, особенно значимым становится демографическое варьирование, известное так же, как демографическая стохастичность, и популяция имеет высокий шанс исчезнуть просто по случайным причинам. Вероятность вымирания больше у видов с низким уровнем рождаемости, например слонов, поскольку этим видам требуется много времени для восстановления после случайного снижения размера популяции.

Когда популяция снижается ниже критической численности, возникает и вероятность снижения рождаемости за счет неравного соотношения полов. Например, все последние 5 уцелевших особей вымерших птиц *Ammodramus maritimus nigrescens* были самцами, так что не было никакой возможности для разведения этого вида в неволе. Три последние оставшиеся в Иллинойсе экземпляры редкого растения *Hymenoxys acaulis var. glabra* тоже не могли приносить жизне-способные семена при перекрестном опылении друг друга, поскольку одни принадлежали к одному и тому же самоопыляющемуся типу [DeMauro, 1993]. У

многих видов животных маленькие популяции могут быть нестабильными из-за нарушений их социальной структуры, возникающих при снижении численности популяции ниже определенного уровня. Стада травоядных млекопитающих и стаи птиц могут оказаться неспособными найти корм и защитить себя от нападения, когда их численность снижается ниже определенного уровня. Животным, которые охотятся стаями, например гиеновым собакам и львам, для эффективной охоты необходимо определенное количество особей. Многие виды животных, живущие широко разбросанными популяциями, такие как медведи или киты, при снижении плотности популяции ниже определенной точки могут оказаться неспособными найти партнера. Это явление известно как эффект Олле. У растений при снижении размера популяции увеличивается расстояние между экземплярами, и опыляющие их животные могут не “навестить” более одного из этих изолированных рассеянных растений, что приводит к утрате продукции семян. Подобное сочетание случайных флюктуаций демографических характеристик, неравного соотношения полов, пониженной плотности популяции и нарушения в социальном поведении влечет за собой нестабильность размера популяции, что в конечном итоге может привести ее к локальному исчезновению.

3.7. Изменения в окружающей среде и катастрофы

Случайное изменение биологических и физических параметров среды, известное как стохастичность окружающей среды, также может вызвать изменение размера популяции вида. Например, на популяцию редких видов кроликов могут оказывать влияние: колебания в численности популяции видов оленей, питающихся теми же растениями, что и кролики; колебания в численности популяции охотящихся на них лисиц; и наличие паразитов и болезней, поражающих кроликов. Флюктуации физических параметров среды тоже могут оказывать сильное влияние на популяцию кроликов: если среднегодовое количество осадков обеспечивает рост растительности и, соответственно, увеличение популяций, то в засушливые годы растительность скучна и кролики погибают от истощения.

Непредсказуемые природные катастрофы, такие как засухи, штормы, наводнения, землетрясения, извержения вулканов, пожары и циклические резкие изменения среды также могут вызвать

критические колебания в уровнях популяции. В ближайшие десятилетия вследствие глобального изменения климата такие крайние погодные явления могут участиться. Природные катастрофы могут погубить часть популяции или полностью уничтожить ее на некоторой территории. Существуют многочисленные примеры разного внешнего воздействия на крупных млекопитающих, включая много случаев, когда погибало 70–90% популяции [Young, 1994]. Хотя вероятность природной катастрофы в каждый отдельный год невелика, но в течение десятилетий или тем более столетий она может случиться с большей вероятностью.

Модели, предложенные Менгесом [Menges, 1992] et al. показали, что вероятность вымирания популяций малого и среднего размеров в большей степени зависит от случайных колебаний окружающей среды, чем от вероятностных демографических колебаний. Согласно этим моделям, колебания окружающей среды значительно увеличивают риск вымирания, даже если популяция обнаруживает положительную динамику роста при допущении, что среда стабильна [Mangel, Tier, 1994]. В целом, если для приближения к реальным условиям в популяционные модели включать колебания окружающей среды, то оказывается, что популяции с более низкими темпами роста и более низкой численностью имеют более высокую вероятность вымирания. В популяционных моделях, сделанных для тропических пальм, при учете одного лишь демографического варьирования, минимальный жизнеспособный размер популяции – (в данном случае число особей, необходимое для 95% вероятности выживания популяции в течение 100 лет) составил около 48 зрелых экземпляров [Menges 1992]. При включении в модель небольших величин изменения окружающей среды, минимальный жизнеспособный размер увеличивается до 140 особей и возрастает до 380 особей при учете средних уровней варьирования среды. Эти результаты показывают, что для обеспечения выживания видов необходимо охранять и большие популяции.

3.8. Водовороты вымирания

Чем меньше становится популяция, тем больше она подвержена дальнейшим демографическим изменениям, изменениям среды и генетическим факторам, которые создают тенденцию к еще большему сокращению ее размеров. Такая тенденция малых

популяций к сокращению, вплоть до полного исчезновения, называется водоворотом вымирания [Gilpin, Soule, 1986]. Например, природная катастрофа, новое заболевание или антропогенное нарушение могут сократить большую популяцию до малого размера. Эта малая популяция начнет страдать от инбредной депрессии, ведущей к снижению выживаемости молодняка. Соответственно увеличение смертности повлечет за собой дальнейшее падение численности популяции и еще больший инбридинг. Демографические изменения ведут к сокращению популяции и, следовательно, к еще большим демографическим изменениям и так далее, постепенно увеличивая вероятность вымирания. Эти три фактора – изменение среды, демографические флюктуации и потеря генетического разнообразия совместно приводят к тому, что снижение размера популяции, вызванное одним из факторов, повышает ее уязвимость к действию других факторов (рис. 3.4).

Рис.3.4. Лавинообразный процесс вымирания быстро уменьшает размер популяции, ведя к локальному вымиранию вида. Как только размер популяции становится ниже определенной величины, процесс становится лавинообразным, действуют факторы, присущие небольшим популяциям и быстро уменьшающие размер популяции [по Gilpin, Soule, 1986; Guerrant, 1992].

Если популяция начала уменьшаться, то зачастую она совсем исчезает, если только благоприятные условия среды не позволят ей увеличиться до большего размера. Для таких популяций следует разрабатывать детальные программы по сохранению местообитаний и управления численностью, как это описано ниже, с тем чтобы свести к минимуму эффект малого размера популяции.



3.9. Естественная история и экология

Главное для защиты и управления редкими и исчезающими видами – это понимание их взаимоотношений с окружающей средой и состояния их популяций [Schaller, 1993]. Такого рода информацию обычно называют естественной историей или иногда просто экологией видов. Обладая знаниями о естественной истории редких видов, менеджеры могут принимать более эффективные меры для их охраны и выявления факторов, подвергающих их риску вымирания [Gilpin, Soule, 1986].

Ниже перечислены группы экологических вопросов, на которые необходимо ответить для того, чтобы предпринять эффективные меры по сохранению на популяционном уровне. Для большинства видов без специальных исследований можно ответить лишь на некоторые из этих вопросов. Поэтому решения по вопросам менеджмента часто приходится принимать до того, как эта информация будет собрана. Очевидно, что конкретный тип собираемой информации зависит от характеристик вида.

- *Окружающая среда.* Каков тип местообитания, в котором обнаружены виды и как велик ареал каждого из них? Насколько изменчива окружающая среда во времени и пространстве? Как часто эта область подвергается катастрофам? Как деятельность человека воздействует на местообитание?
- *Нарушения.* Где находится вид, обнаруженный в его местообитании? Перемещается ли он между местообитаниями или мигрирует в другие географические области; совершает перемещения в течение дня или в течение года? Насколько хорошо вид заселяет новые местообитания? Как деятельность человека влияет на распространение вида?

- *Биотические взаимодействия.* Какой корм или другие ресурсы необходимы этому виду? Какие другие виды конкурируют с ним за эти ресурсы? Какие хищники, вредители и паразиты влияют на размер популяции?
- *Морфология.* Каким образом форма, размер, цвет и другие особенности покровов особей позволяют виду существовать в его среде обитания?
- *Физиология.* Сколько пищи, воды, минеральных компонентов и прочего необходимо особи для выживания, роста и размножения? Насколько эффективно особью используются эти ресурсы? Насколько чувствителен вид к климатическим перепадам: жаре, холodu, ветру, осадкам?
- *Демография.* Каков нынешний размер популяции и каким он был в прошлом? Является ли количество особей стабильным, увеличивающимся, уменьшающимся?
- *Поведение.* Каким образом поведение позволяет особи выживать в окружающей среде? Как особи в популяции спариваются и дают потомство? Каким образом индивиды этого вида взаимодействуют друг с другом, на кооперативной и конкурентной основе?
- *Генетика.* Насколько генетически контролируется морфологическая и физиологическая изменчивость особей?

3.10. Сбор экологической информации

Базовую информацию, необходимую для принятия мер по сохранению видов или определения их статуса, можно получить из следующих источников.

- *Опубликованные данные.* Реферативные издания, такие как Biological Abstracts или Zoological Record, часто доступные через компьютер, обеспечивают удобный доступ к книгам, статьям и отчетам. Эта литература может содержать сведения о ранее отмеченной численности и распределении популяций, которые можно сравнить с современным состоянием вида [Greenberg, Droege, 1999]. Интернет дает все увеличивающийся доступ к базам данных, электронным

бюллетеням, к специализированным дискуссионным группам и к подписке на базы данных, например в Web of Science.

- *Неопубликованные литературные данные.* Значительное количество информации в области биологии сохранения находится в неопубликованных отчетах ученых, государственных агентств и природоохранных организаций. Эта так называемая “серая литература” иногда цитируется в опубликованных материалах или упоминается ведущими специалистами в беседах и лекциях. Ее все чаще пересыпают через Интернет. Такие отчеты можно получить непосредственно от автора или из природоохранной организации.

3.11. Мониторинг популяций

Для выявления статуса конкретного редкого вида производится инвентаризация его численности в природе и осуществляется контроль за ее изменением во времени. С помощью регулярно проводимой переписи популяции можно определить изменения, происходящие в ней с течением времени [Schemke et al., 1994; Primack, 1998]. Данные долгосрочной переписи позволяют выявить тенденции к увеличению или снижению численности, выделить изменения, связанные с антропогенным воздействием, или кратковременные флуктуации, обусловленные погодными колебаниями или другими природными явлениями. Мониторинг эффективен для обнаружения реакции популяции на изменения в окружающей среде. Например, с помощью мониторинга было показано, что уменьшение числа видов орхидей было связано с интенсивным стравливанием скотом их местообитаний. Мониторинг особенно чувствительных видов, например бабочек, используемых как индикаторные виды, позволяет судить о долговременной стабильности экологических сообществ.

Полевые исследования. Естественная история видов изучается путем кропотливых наблюдений в полевых условиях. Они, как правило, совершенно необходимы, поскольку в мире изучен лишь крохотный процент видов, тем более что экология многих видов меняется от места к месту. Определить охранный статус вида и его взаимоотношения с биологической и физической средой можно только в поле.

За последние десятилетия мониторинговые исследования значительно расширились, поскольку правительственные структуры и природоохранные организации стали обращать больше внимания на защиту редких и исчезающих видов [Goldsmith, 1991]. Существует несколько подходов к мониторингу видов. Инвентаризация – это простой подсчет количества особей в популяции. Повторяя инвентаризацию через определенные отрезки времени, можно определить: стабильна ли популяция или же ее численность увеличивается или уменьшается. Инвентаризация – недорогой и прямой метод. Он может дать ответ на следующие вопросы: сколько особей на сегодня составляют популяцию? Сохранялась ли численность популяции стабильной за весь период проведения переписей? Переписи, проводимые на большой площади, могут помочь определить ареал вида и области его локальной высокой численности. Примером такого подхода является перепись гавайского тюленя-монаха (*Monachus schauinslandi*), зафиксировавшая спад от 100 взрослых особей в 1950-х годах до менее 14-и в конце 1960-х [рис. 3.5; Gerrodette, Gilman, 1990].

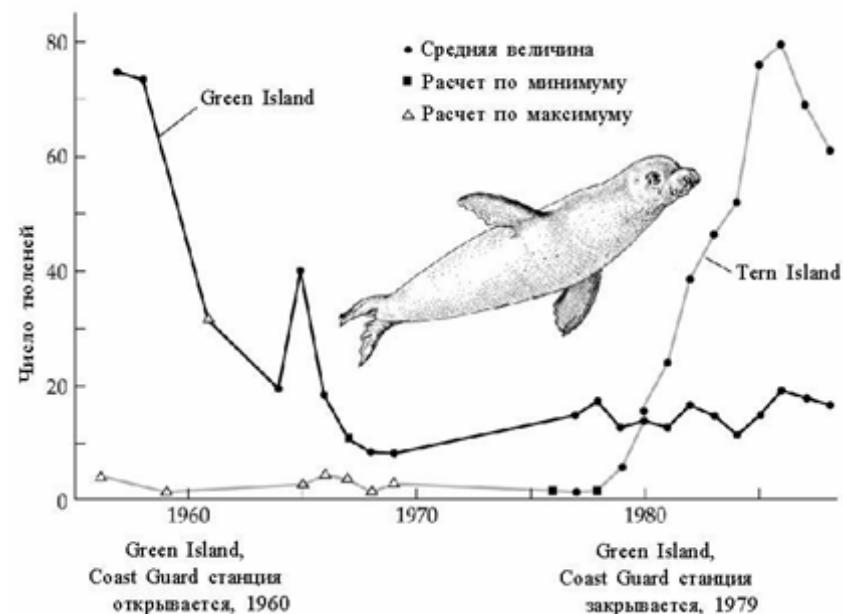


Рис. 3.5. Инвентаризация популяции гавайских тюленей на Зеленом острове (Green Island) и острове Терн (Tern Island) показала, что величина популяции начала резко уменьшаться после открытия береговой станции охраны. График размера популяции строился исходя или из одного подсчета, или среднего значения нескольких подсчетов или максимума нескольких подсчетов [по Gerrodette, Gilman, 1990].

Число детенышей за этот период тоже снизилось. На основании этих тенденций в 1976 году Актом США по исчезающим видам гавайский тюлень-монах был объявлен исчезающим видом и на острове Терн, где также выявилась эта тенденция, были приняты меры по его сохранению, которые вновь привели к росту численности [Ackerman, 1992]. При обследовании популяций для определения плотности распределения вида в сообществе используется метод повторного отбора проб. Область разделяется на отдельные сегменты и в каждом сегменте подсчитывается число особей. Затем эти подсчеты усредняют для оценки численности популяции в данный момент времени. Такие подходы применяются для очень больших популяций или крупных ареалов. Они особенно ценные, когда какая-то стадия жизненного цикла вида незаметна, очень мала или скрыта, например семена и стадия прорастания многих растений или личиночная стадия водных беспозвоночных.

Демографические исследования заключаются в наблюдении за выбранными особями в популяции с целью определения темпов их роста, репродукции и выживаемости. В такое исследование следует включать особей всех возрастов и размеров. Наблюдать можно и за всей популяцией или же за ее представительной частью. При полном популяционном исследовании подсчитываются все особи, определяется их пол, по возможности возраст, измеряются размеры и метят все экземпляры для их идентификации в будущем. Места, где их нашли, наносятся на карту. Иногда еще отбирают образцы тканей для генетического анализа. Методы проведения популяционных исследований варьируют в зависимости от характеристик вида и цели исследования. В каждой группе организмов для мечения и долгосрочных наблюдений применяется свой метод: орнитологи окольцовывают лапки птиц, маммологи прикрепляют бирки к ушам животных, ботаники прикрепляют на деревья алюминиевые ярлычки [Goldsmith, 1991]. Информацию,

полученную демографическими исследованиями, можно использовать для подсчетов темпов популяционного изменения и выявления уязвимых стадий жизненного цикла [Tuljapurkar, Caswell, 1997].

Демографические исследования дают информацию о возрастной структуре популяции. В стабильной популяции возрастное распределение обычно характеризуется определенным численным соотношением детенышей, молодых, взрослых и старых особей. Отсутствие или малочисленность любой из возрастных групп, особенно молодняка, может означать, что популяция находится под угрозой упадка. Напротив, большое число детенышей и молодых взрослых особей может свидетельствовать о том, что популяция стабильна или даже расширяется. Для того чтобы отличить кратковременные колебания состава от долговременных тенденций, требуется внимательный анализ данных за длительное время. Демографические исследования могут выявить и пространственные характеристики вида, которые очень важны для поддержания жизнеспособности отдельных популяций. Число популяций вида, обмен между популяциями и стабильность популяций в пространстве и времени – все это важные факторы, особенно для видов, которые образуют группы временных или колеблющихся популяций, связанных взаимными миграциями. Это так называемые метапопуляции (см. ниже).

Мониторинговые исследования играют все возрастающую роль в биологии сохранения. В странах умеренного климата, в частности Великобритании, мониторинг уже имеет долгую историю [Goldsmith, 1991]. В Северной Америке за последние 30 лет Службой разведения птиц (Breeding Bird Survey) определена численность птиц примерно в 1000 местах, и эту информацию сейчас используют для определения стабильности во времени популяций перелетных певчих птиц [James et al., 1996]. В соответствии с некоторыми наиболее тщательно разработанными мониторинговыми проектами для наблюдения за изменением видов и сообществ во времени, в тропических лесах выделили постоянные площади. Например, на острове Барро Колорадо в Панаме она составила 50 га [Condit et al., 1992]. Проведенные здесь исследования показали, что многие виды тропических деревьев и птиц более динамичны в своей численности, чем это считалось раньше [Laurance, Bierregaard, 1997], поэтому предлагается пересмотреть оценки МЖП в сторону их увеличения

3.12. Анализ популяционной жизнеспособности

Анализ популяционной жизнеспособности (АПЖ) – раздел демографического анализа, направленный на понимание того, насколько данный вид способен сохраняться в окружающей среде [Ruggiero et al., 1994; Akcakaya et al., 1999]. АПЖ определяет потребности вида и ресурсы, присутствующие в окружающей его среде, для выявления уязвимых моментов в его естественной истории. АПЖ полезен для понимания последствий фрагментации или деградации местообитания редкого вида. Хотя АПЖ до сих пор развивается как подход для прогноза устойчивости видов, он не является стандартным методом в рамках статистических исследований [Lacy, Lindemayer, 1995], применяемые для него методы систематического и последовательного сбора данных о видах являются логическим продолжением изучения естественной истории и демографических исследований. Попытки использования статистики для прогноза будущих тенденций в размерах популяции нужно делать с осторожностью, вместе с большой долей здравого смысла, поскольку условия могут измениться и меры по сохранению могут оказаться как успешными, так и неэффективными.

Попытки применять на деле результаты анализа популяционной жизнеспособности уже начались. Один из наиболее ярких примеров АПЖ, сочетающего генетический и демографический анализ, – это изучение мангобея (*Cercopithecus galeritus galeritus*) – исчезающего примата, обитающего в пойменных лесах в природном заповеднике вдоль р. Тана в восточной Кении [Kinnaird, O'Brien, 1991]. По мере сокращения в последние 15–20 лет площади местообитания и его фрагментирования сельскохозяйственной деятельностью, общий размер популяции вида снизился примерно на 50%, уменьшилось и количество групп обезьян. Хотя численность мангобеев в 1989 году была около 700 особей, эффективный размер популяции составляет только 100 животных из-за высокой доли в ней нерепродуктивных индивидов и колебания в числе пометов, приносимых разными особями. При таком низком эффективном размере популяции для мангобеев существует реальная опасность утратить значительную часть своей генетической изменчивости. Чтобы поднять эффективный размер популяции до 500 особей, числа, считающегося достаточным для сохранения генетического разнообразия, необходимо создать популяцию примерно из 5000 мангобеев. Кроме того, демографический анализ популяции

показывает, что в существующей ситуации вероятность вымирания популяции в течение ближайших 100 лет составляет 40%. Исходя только из демографических факторов, для того чтобы обеспечить 95% вероятность выживания популяции в течение 100 лет, размер популяции надо довести почти до 8000 особей.

И генетический, и демографический анализ заставляют предположить, что отдаленное будущее существующей популяции мангобеев довольно мрачно. Из-за ограниченности территории и местообитаний вида и растущем народонаселении в этой области, увеличение размера популяции до 5–8 тыс. особей кажется нереальным. Увеличить вероятность выживания мангобея сможет менеджмент-план, в котором будут предусмотрены увеличение площади охраняемых лесов, высаживание в них растений, служащих для мангобеев источником корма, и создание коридоров, облегчающих их передвижение между фрагментами леса.

АПЖ также сыграл определенную роль в реализации мер по сохранению африканского слона, которые приобрели международное значение из-за резкого снижения численности вида и его символического значения для всего мира как представителя дикой природы. Анализ популяционной жизнеспособности популяции слонов саванной области в Национальном парке Цаво в Кении показал, что для достижения 99% вероятности сохранения популяции в течение 1000 лет требуется минимальная охраняемая территория около 2500 km^2 [рис. 3.6; Armbruster, Lande, 1993].

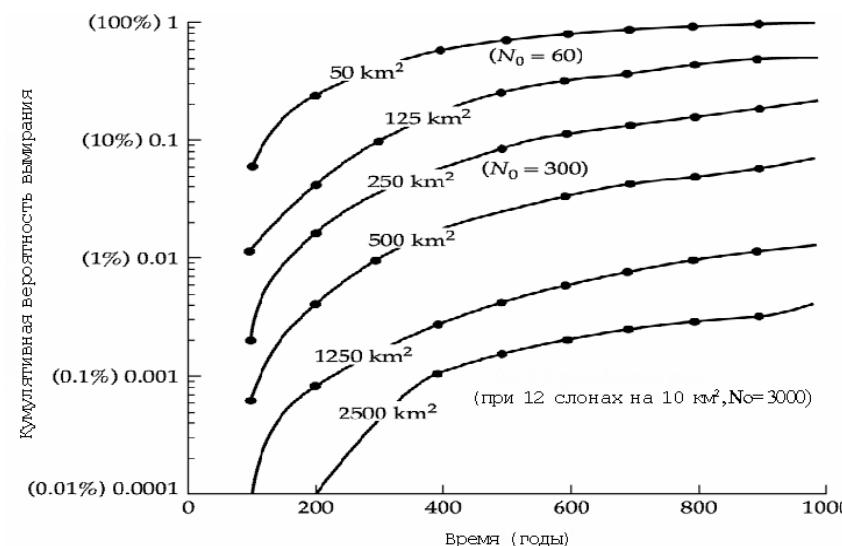


Рис. 3.6. Кумулятивная вероятность вымирания (в логарифмической шкале) в зависимости от времени для популяций слонов на территориях разного размера, находящихся под охраной.

При плотности слонов 12 особей на 1 km^2 и заповедной области величиной 2500 km^2 при начальной популяции (N_0) 3000 слонов вероятность вымирания за 100 лет близка к 0%, а за 1000 лет составляет 0,4%. Популяция слонов в заповедной области размером 250 km^2 с начальной величиной популяции 300 слонов составляет вероятность вымирания 20% в течение 1000 лет [по Armbruster, Lande, 1993].

При плотности около 12 животных на 10 km^2 это соответствует исходному размеру популяции примерно в 3000 особей. При таком размере заповедника популяция сможет выдержать среднюю степень изъятия без значительного увеличения вероятности вымирания.

3.13. Метапопуляция

С течением времени популяции вида могут исчезать в локальном масштабе, а новые популяции могут образовываться на соседних подходящих местах. Многие виды, обитающие в кратковременно существующих местообитаниях, например в травянистом покрове часто затопляемых речных долин или в недавно сгоревших лесах, лучше всего характеризуются метапопуляциями (“популяция популяций”), состоящими из меняющейся мозаики временных популяций, в некоторой степени связанных между собой миграциями.

У таких видов любая популяция является короткоживущей, и распределение вида сильно меняется с каждым поколением. У других видов метапопуляция представлена одной или несколькими центральными (ядерными) популяциями с относительно стабильной численностью и несколькими спутниковыми областями, населенными флюкутирующими популяциями. В неблагоприятные годы популяции в спутниковой зоне могут исчезать, но когда условия становятся более благоприятными, эти области вновь заселяются мигрантами из ядерной популяции (рис. 3.7) [Hanski, Simberloff, 1997].

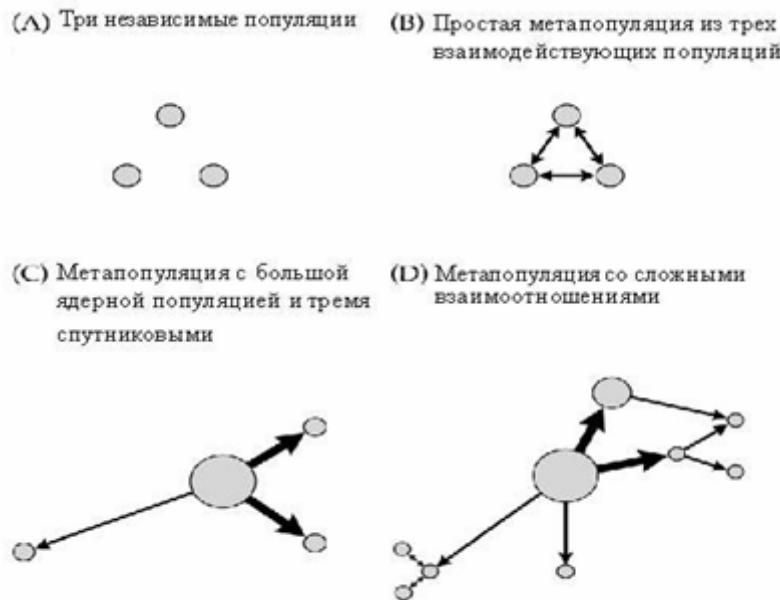


Рис. 3.7. Возможные примеры метапопуляции. Размер популяции выражен через диаметр изображающей ее окружности. Стрелки указывают направление и интенсивность миграции между популяциями [по White, 1996].

Объектом популяционных исследований обычно бывают одна или несколько популяций, но иногда требуется изучение всей метапопуляции, поскольку оно может дать более глубокое и точное представление о виде. Преимущество метапопуляционных моделей заключается в том, что они показывают динамичность локальных популяций и отражают факт передвижения организмов из одной местной популяции в другую. То, что эти популяции характеризуются наличием миграций и

колонизаций, заставляет биологов учитывать влияние эффектов основателей и генетического потока. Вот два примера того, как метапопуляционный подход оказался более полезным для понимания и управления видами, чем описание одной популяции.

Эндемичный мытник Фурбиша (*Pedicularis furbishiae*) встречается вдоль р. Майн в области, подверженной периодическому затоплению [Menges, 1990]. Паводки часто уничтожают некоторые популяции растений, но в то же время они создают новые прибрежные местообитания, пригодные для образования новых популяций. Изучение отдельной популяции дало бы неполную картину вида, поскольку одна конкретная популяция является короткоживущей. А метапопуляция в данном случае самая подходящая единица изучения, а речной бассейн – подходящая единица менеджмента.

В Калифорнии всесторонне изучали бабочку *Euphydryas spp.* [Murphy et al., 1990]. Отдельные популяции бабочек часто исчезают, но виду помогает выживать расселение и внедрение в свободные местообитания. Стохастические изменения в окружающей среде и отсутствие разнообразия местообитаний в данном районе часто вызывают исчезновение локальных популяций. Крупные и наиболее устойчивые популяции заселяют обширные площади влажных склонов северной экспозиции и более теплые южные склоны. Бабочки, мигрирующие из этих ядерных популяций, часто заселяют незанятые спутниковые области.

В метапопуляциях разрушение одной центральной, ядерной популяции может привести к вымиранию многочисленных спутниковых популяций на более обширной территории, чье периодическое заселение зависит от ядерной популяции. Созданные человеком сооружения, которые затрудняют миграцию, например изгороди, дороги, дамбы, могут сократить темпы миграции между частями области распространения и уменьшить вероятность повторного заселения после локального вымирания [Lindenmayer, Lacy, 1995]. Возникающая в результате этой и другой деятельности фрагментация местообитаний иногда вызывает трансформацию большой непрерывной популяции в метапопуляцию, в которой мелкие остаточные популяции занимают фрагменты мест обитания. Когда размер популяции в этих фрагментах мал и темпы миграции между фрагментами низки, популяция внутри каждого фрагмента постепенно вымирает и ее место вновь не заселяется. Эффективное

управление видами часто требует понимания этой популяционной динамики.

Долгосрочный мониторинг видов и экосистем. Долгосрочный мониторинг процессов в экосистемах (температура, режим осадков, влажность, почвенная кислотность, качество вод, скорость потоков, почвенная эрозия и т.д.), сообществах (видовой состав, растительный покров, количество биомассы на каждом трофическом уровне и т.д.) и численности популяции (количество особей определенного вида) необходим, поскольку иначе невозможно отличить годовые естественные колебания год от года от долговременных тенденций [Magnuson, 1990]. Например, популяции многих амфибий, насекомых и однолетних растений сильно меняются год от года. Поэтому для того, чтобы определить, действительно ли вид снижает свою численность или просто текущий год отличается естественным циклическим падением численности популяции, требуются многолетние данные. Например, наблюдения в течение 40 лет за двумя видами фламинго в Южной Африке показали, что наибольшее количество птенцов покидает гнездо только в года с высоким количеством осадков (рис. 3.8).

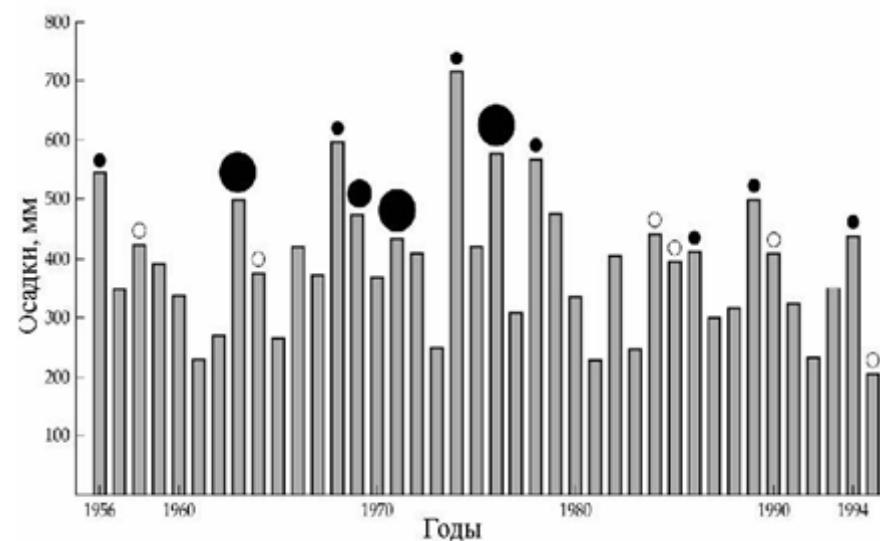


Рис. 3.8. Столбики отображают данные по атмосферным осадкам в национальном парке Этоша с 1956 по 1995 годы. Размножение

фламинго отображается в те же годы кружочками. Открытые кружочки, изображают неудачу в появлении потомства: яйца отложены, а птенцы не вылупились. Маленьким, средним и большим черным кружком соответственно отмечено вылупление менее 100 птенцов, 100 птенцов и 1000 птенцов. Больше всего вылупилось яиц в 1976 году [по Simmons, 1996].

Сейчас в целом количество оперившихся птенцов гораздо ниже, чем это бывало в прошлом, что может означать, что виду угрожает локальное исчезновение. Мониторинг особенно важен в комплексных проектах по сохранению и развитию, которые ставят важной целью долговременное сохранение биологического разнообразия [Bawa, Menon, 1997]. Мониторинг позволяет менеджерам проектов определить, достижимы ли цели этих проектов или планы менеджмента требуют доработки. Некоторые изменения в природе могут на много лет отставать от своих первопричин, поэтому для их понимания необходимо выявление всей цепочки событий в экосистемах. Например, кислые дожди и другие загрязнения воздуха могут ослабить и погубить деревья в течение десятилетий, что влечет за собой увеличение смысла почвы в поверхностные воды и, соответственно, превращение водной среды в непригодную для личинок некоторых редких видов насекомых. В этом случае причина (загрязнение воздуха) возникла за десятилетия до того, как проявился ее эффект (исчезновение насекомых). Кислые дожди, глобальное изменение климата, растительная сукцессия, отложение азота и инвазия экзотических видов – все это примеры процессов, вызывающих отдаленные изменения в биологических сообществах, которые не заметны при краткосрочных наблюдениях. Некоторую долгосрочную информацию можно получить от метеостанций, путем ежегодного подсчета птиц из лесничеств, гидрологических служб, из старых фотографий растительности, но этих данных по мониторингу биологических сообществ, как правило, недостаточно для большинства природоохранных целей. Чтобы исправить эту ситуацию, многие научно-исследовательские станции начали применять программы экологического мониторинга в расчете на десятилетия и столетия.

Образование новых популяций. Вместо того, чтобы пассивно наблюдать за приближающимися к полному исчезновению видами, многие специалисты по биологии сохранения природы начали разрабатывать подходы к их спасению. Разработано несколько

впечатляющих методов создания новых диких и полудиких популяций редких и исчезающих видов и увеличения размеров уже существующих популяций [Bowles, Whelan, 1994]. Эти эксперименты дают надежду на то, что виды, сегодня живущие только в неволе, смогут восстановить свои экологические и эволюционные роли в биологическом сообществе. У популяций, живущих в природе, меньше шансов быть уничтоженными в результате катастроф (например, войн или эпидемий), чем у содержащихся в неволе популяции. Кроме того, простое увеличение числа и размеров популяций вида в целом снижает вероятность его вымирания. Такие программы по созданию популяций будут работать эффективно только в том случае, если факторы, приводящие к упадку исходной дикой популяции, будут четко выделены, хорошо изучены и затем устранены, или, по крайней мере, взяты под контроль. Например, если эндемичный вид птиц в диком виде истреблен местными охотниками почти до полного исчезновения, его места гнездования разрушены, а яйца поедают внедрившиеся виды, то решение этих проблем должно стать составной частью программы по восстановлению. Простой выпуск этих выведенных в неволе птиц в дикую природу без разъяснительной работы с местным населением, без смены схем землепользования и без установления контроля за интродуцированными видами приведет лишь к возвращению к исходной ситуации.

Для создания новых популяций животных и растений используют три базовых подхода. Программа реинтродукции предусматривает выпуск рожденных в неволе или отловленных в природе особей в ту область их исторического ареала, где этот вид уже больше не встречается. Главная задача программы реинтродукции – создать новую популяцию ее в естественной среде обитания. Например, целью начатой в 1995 году программы по реинтродукции серых волков в Йеллоустоунский национальный парк было восстановление равновесия между хищниками и травоядными, существовавшее в этом регионе до вмешательства человека. Для того, чтобы использовать их генетически закрепленную адаптацию к определенной среде, животных обычно выпускают в том месте или вблизи от него, где они или их предки были отловлены. А иногда животных выпускают и в других местах в пределах их ареала. Это приходится делать при создании новой охраняемой территории, если существующая популяция находится перед новой угрозой и не

может нормально существовать в ее нынешнем месте, или когда существуют естественные или искусственные барьеры для естественного распространения вида.

Есть еще две программы по выпуску животных в природу. Программа увеличения численности предусматривает выпуск в существующую популяцию для увеличения ее размера и генного пула. Для этого животных либо отлавливают в природе, либо выращивают в неволе. В качестве одного из особых примеров можно привести программу, в соответствии с которой только что вылупившихся морских черепашат передерживают в неволе, пока они не выйдут из самого уязвимого молодого возраста, а затем выпускают обратно в природу. Программа по интродукции включает перенос растений и животных в области, находящиеся вне их исторических ареалов, в надежде, что они создадут новые популяции. Такой подход вполне оправдан, когда окружающая среда в историческом ареале вида разрушена до такой степени, что вид не может там больше жить, или когда еще не устранена причина его угасания, что делает реинтродукцию невозможной. Плановая интродукция вида на новое место требует тщательного исследования, чтобы убедиться, что от него не пострадают новая экосистема и популяции местных исчезающих видов. Кроме того, необходимо быть уверенным, чтобы выпускаемые животные не получили в неволе заболевание, которое может распространяться и поразить дикие популяции.

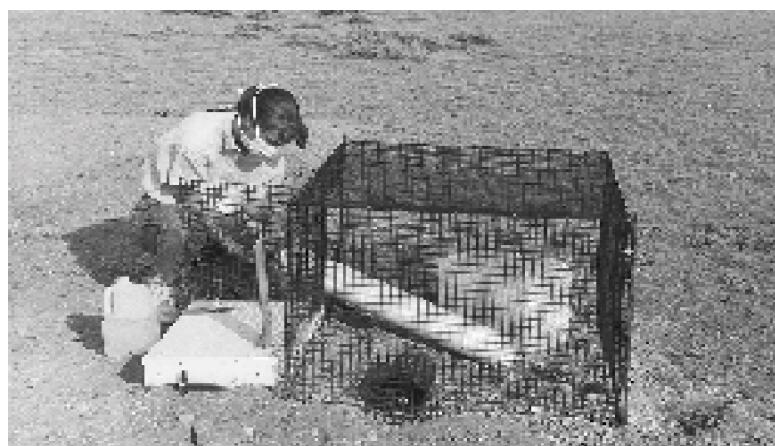
3.14. Замечания, связанные с возможностью успешной реализации программ

Программы по созданию новых популяций часто дороги, трудны и долговременны. Например, программы по отлову, воспитанию в неволе, восстановлению, мониторингу и освобождению калифорнийских кондоров, сапсанов и черноногих хорьков, стоили десятки миллионов долларов и потребовали годы работы. Для животных, обладающих длительным жизненным циклом, программа всегда длится годами, прежде чем станет известен ее результат. Решения по организации реинтродукционных программ часто получают широкий общественный резонанс, как это было в США с программами для калифорнийского кондора, черноногого хорька, медведя-гризли и серого волка и с аналогичными программами в странах Европы. Программы могут обвинять в напрасной трате денег (“Миллионы долларов за нескольких гадких птиц!”),

ненужности (“Зачем нам нужны волки, когда их и так везде много?”), не реализуемости (“Посмотрите на хорьков, которые умерли в неволе от болезней!”) или неэтичности (“Почему оставшихся животных нельзя просто оставить в покое и дать им жить своей жизнью, вместо того, чтобы ловить и сажать в зоопарки?”). Ответ на этот поток критики очень прост: хорошо организованные программы по разведению в неволе и реинтродукции – это единственная надежда на сохранение вида, стоящего на пороге вымирания или катастрофического сокращения.

Решающим элементом для многих программ по реинтродукции становятся действия средств массовой информации, которые объясняют местному населению необходимость и цели программы и убеждают поддерживать ее и, возможно, даже гордиться ею, или хотя бы не препятствовать [Milton et al., 1999]. Наличие у местной общественности побудительных мотивов к поддержке программы часто обеспечивает ей больший успех, чем жесткие ограничительные меры и законы.

Выпускаемые животные первое время после своего освобождения требуют особой заботы и помощи, поэтому практикуют так называемое “мягкое освобождение”. Животных могут кормить и защищать в том месте, где их выпустили на волю до тех пор, пока они не научатся обеспечивать себя сами, или в месте выпуска их приходится временно содержать в клетках, давая возможность постепенно познакомиться с местностью (рис. 3.9)¹.



*Рис. 3.9. Применение клеток позволяет черноногим хорькам (*Mustela nigripes*) привыкнуть к месту, в котором их после этого выпустят. Маски используются людьми около клеток для уменьшения вероятности заражения хорька человеческими болезнями (фото ЛиРей Паркер, Департамент дичи и рыбы Вайоминга).*

¹ См. также разделы написанные В.Е. Флинтом “Сохранение редких видов в России (теория и практика)” и А.Г. Сорокиным “Современные проблемы сохранения и восстановления популяций редких видов хищных птиц” в книге “Сохранение и восстановление биоразнообразия” настоящей серии учебных пособий (Прим. ред).

Социальные группы, сразу выпущенные из неволи (“жесткое освобождение”), могут широко рассеяться в различных направлениях, что сводит на нет все усилия по их восстановлению. Вмешательство может быть необходимым и в случаях, когда животные оказываются в сложных ситуациях, угрожающих их выживанию, особенно во время засухи или бескормицы. В таких случаях приходится решать: будет ли лучше оказать животным временную помощь в их адаптации или принудить их выживать самим по себе. Меры по реинтродукции часто включают долгосрочные растягивающиеся на десятилетия обязательства. Часто они сопряжены с организацией серьезного природоохранного образования населения.

Восстановительные программы для обычных видов всегда были широко распространены и позволили накопить знания, используемые для разработки новых программ по спасению исчезающих видов. Детальный анализ 198 восстановительных программ для птиц и млекопитающих, выполненных между 1973 и 1986 годами, позволил сделать ряд важных обобщений [Griffith et al., 1989]. Документально подтверждено, что успехи по созданию новых популяций выше:

- для промысловых видов (86%), чем для других видов, находящихся на грани исчезновения (44%);
- при выпуске в места обитания высокого качества (84%), чем низкого качества (38%);
- в центре исторического ареала (78%), чем на периферии или вне его (48%);

- для отловленных в природе (75%), чем для выращенных в неволе животных (38%);
- для травоядных (77%), чем для хищников (48%).

Для проанализированных видов птиц и млекопитающих вероятность создания новой популяции увеличивалась при выпуске около 100 особей. Выпуск более 100 животных практически не повышал вероятность успеха.

При другом анализе проектов [Beck et al., 1994] использовали более ограниченный вариант реинтродукции: выпуск рожденных в неволе птиц и млекопитающих на территории, входящие в их исторический ареал. Программа считалась успешной, если популяция самостоятельно возросла до 500 особей. Руководствуясь этими конкретными параметрами, были признаны успешными только 16 из 145 проектов по реинтродукции – это гораздо более низкий процент успеха, чем в предыдущем обследовании. Согласно этому новому исследованию, ключ к успеху – это постепенный выпуск большого количества животных в течение многих лет. Реинтродукции рыб, рептилий и амфибий не очень успешны, возможно из-за их специализированных требований к местообитаниям [Dodd, Seigel, 1991];[Hendrickson, Brooks 1991; Minckley 1995]. Понятно, что мониторинг и оценка текущих и будущих программ являются совершенно необходимыми для понимания того, насколько усилия по образованию новых популяций достигли поставленных целей.

3.15. Социальное поведение выпущенных животных

Для того чтобы выполняемые программы по реинтродукции, увеличению численности и интродукции были успешными, необходимо учитывать социальную организацию и поведение выпускаемых животных [Caro, 1998]. Когда социальные животные (особенно млекопитающие и некоторые птицы) растут в природе, они получают знания об окружающей среде и социальном поведении от других членов своего вида. Животные, выращенные в неволе, часто лишены навыков, необходимых для выживания в естественной среде, социальных навыков совместного поиска корма, чувства опасности, навыков нахождения брачных партнеров и выращивания молодняка. Для преодоления этих проблем при выращивании млекопитающих и птиц в неволе требуется специальное обучение до и после выпуска волю [Kleiman, 1989; Curio, 1996; Clemons, Buchholz, 1997]. В некоторых случаях воспитатели подражают внешнему виду и поведению диких

животных. Такой подход особенно важен при работе с очень молодыми животными, которым необходимо научиться отличать свой вид от выкармливающего их вида или от человека. Раньше выращенные в неволе птенцы калифорнийского кондора были неспособны обучаться поведению их диких сородичей, поскольку они запечатлели образ ухаживающих за ними людей. Теперь птенцов кондора выкармливают с помощью макета, имитирующего кондора, и не показывают их посетителям зоопарка (рис. 3.10).



*Рис. 3.10. Ученые кормят птенцов Калифорнийского кондора (*Gymnogyps californianus*), выращенных в неволе с использованием надетых на руку макетов, которые имитируют взрослых птиц. Биологи надеются, что с уменьшением контакта птенца с человеком до минимума увеличиваются их шансы выживания в дикой природе (фото Майка Валласа, зоопарк Лос-Анджелеса).*

В других случаях в качестве “инструкторов” для выращенных в неволе индивидов используют диких животных. Диких золотистых львиных тамаринов отлавливают и содержат вместе с рожденными в неволе

тамаринами, чтобы они смогли образовать социальные группы, а затем выпускают на волю всех вместе, в надежде, что дальше их обучат дикие животные. Иногда выпущенные в природу рожденные в неволе животные присоединяются к существующим социальным группам или спариваются с дикими животными, приобретая таким образом знания об окружающей их среде. Развитие социальных взаимоотношений с дикими животными может стать решающим фактором успеха выживания рожденных в неволе животных.

3.16. Образование новых популяций растений

Подходы к созданию новых популяций редких и исчезающих видов растений коренным образом отличаются от таковых для наземных позвоночных животных. Животные могут расселяться на новых местах и активно искать микроучастки с наиболее подходящими для них условиями. А семена растений попадают на новые участки с помощью ветра, животных и воды [Falk et al., 1996; Primack, Drayton, 1997]. Упавшее на землю семя остаётся неподвижным, даже если подходящий микроучасток находится в нескольких сантиметрах от него. Точное попадание на этот микроучасток является решающим обстоятельством для выживания растения. В условиях избыточного солнечного освещения или его недостатка, при высокой влажности или сильной сухости семя или не прорастает, или погибнет проросток. Сейчас экологи растений изучают эффективность различных способов оптимизации среды для создания новых популяций, например, использование выжигания, удаление конкурирующей растительности, рыхление почвы и устранение животных, стравливающих растительность. Так, реинтродукция редкого растения *Amsickia grandiflora* в калифорнийские луга включала выжигание и использование гербицида избирательного действия для удаления экзотических трав. Эти технологии, примененные к сократившимся естественным популяциям, позволили добиться значительного увеличения числа растений (рис. 3.11).



Рис. 3.11. Естественная популяция (темно-серые столбцы) амсикии крупноцветной (*Amsickia grandiflora*), исчезающего однолетнего растения из северной Калифорнии, с 1980-х годов постоянно уменьшается в результате вытеснения однолетними экзотическими травами. Начиная с 1990 года (белые столбцы) проведена ее реинтродукция в другом месте, сопровождающаяся различными организационными мероприятиями с целью уменьшения распространения экзотических трав. Далее в 1991 и 1993 годах были приняты успешные меры к восстановлению естественной популяции. Видно значительное увеличение численности растений в 1992 и 1994 годах [по Guerrant, Pavlik, 1998].

Популяции редких и исчезающих видов растений обычно не удается создать из высеваемых семян в большинстве, казалось бы, подходящих для них мест [Primack, 1996]. Чтобы увеличить шансы

на успех, ботаники часто проращивают семена в контролируемых условиях и выращивают молодые растения в охраняемых местах. Только после того, как растения минуют хрупкую стадию проростка, их переносят в природу. В других случаях растения выкапывают из дикой популяции. Обычно это те популяции, которым угрожает уничтожение, или те, для которых удаление небольшой части растений не нанесет явного ущерба популяции. Затем растения переносят в незанятое, но, безусловно, подходящее место. Хотя такие методы переноса (трансплантации) дают высокие основания для уверенности в том, что вид выживет на новом месте, они все же не могут имитировать естественные процессы, поэтому иногда популяции не плодоносят и не дают проростков, следующего поколения. По мере того, как будет опубликовано и обобщено больше результатов в этой быстро развивающейся области, шансы на успех, скорее всего, возрастут.

3.17. Новые популяции и закон

В предстоящие годы программы по реинтродукции, интродукции и увеличению численности особей будут расширяться по мере того, как в результате кризиса биологического разнообразия уменьшаются количества видов и популяций в дикой природе. Многие из программ по реинтродукции видов, находящихся под угрозой исчезновения, будут присутствовать в государственных планах по восстановлению, утвержденных национальными правительствами [Tear et al., 1995]. Программы по организации охраны природы, наряду с исследованиями исчезающих видов, все больше затрагиваются законодательством, которое ограничивает права владения и использования видов, находящихся под угрозой исчезновения [Falk et al., 1996]. Но если правительственные чиновники будут жестко применять эти законы к программам научных исследований, то будут уничтожены полученные положительные результаты, а новые методы решения программ не будут найдены. Новые научные данные являются центральным моментом в программах по организации сохранения природы и в других аналогичных начинаниях. Правительственные чиновники, которые останавливают необходимые научные программы, оказывают медвежью услугу природе, которую обязаны защищать. Вред, причиняемый вымирающим видам, при проведении тщательно подготовленных научных исследований незначителен по сравнению с тем ущербом биологическому разнообразию, который

наносит разрушение среды обитания, загрязнение и чрезмерная ее эксплуатация. Поэтому биологи сохранения должны суметь доказать достоинства своих исследовательских программ, используя средства и доводы, понятные правительственный чиновникам и широкой общественности, показывая, что они соответствуют интересам этих групп [Famsworth, Rosovsky, 1993]. Экспериментальные популяции редких и исчезающих видов, успешно созданные в результате интродукции и реинтродукции, имеют различные степени защиты со стороны закона. Популяции типа “экспериментально значимые” считаются особо важными для выживания видов и строго защищаются законом, так же как естественные. Популяции типа “экспериментально незначимые” не защищены законом. Придание популяции статуса “экспериментально незначимой” часто облегчает жизнь местных землевладельцев с точки зрения управления и развития сельского хозяйства, несмотря на то, что на их земле живет популяция, близкая к уничтожению. Законодатели вместе с учеными должны отдавать себе отчет в том, что организация новых популяций с помощью программ повторного заселения ни в коей мере не умаляет необходимости защиты естественных популяций видов, близких к уничтожению. Естественные популяции с большей вероятностью имеют более полный генофонд и полноценное взаимодействие с другими членами биологической среды.

Часто вносятся предложения по созданию новой среды обитания и популяций в другом месте для того, чтобы уменьшить или компенсировать начавшееся или ожидаемое вредное воздействие на вид и его среду обитания. Принимая в расчет небольшой успех большинства попыток создания новых популяций редких видов, необходимо отдать наивысший приоритет задаче защиты уже существующих естественных популяций.

В предстоящие годы количество программ по реинтродукции, интродукции и увеличению численности особей будут расширяться, поскольку кризис биологического разнообразия влечет за собой сокращение все большего числа диких видов и их популяций в природе. Многие из программ по реинтродукции видов, находящихся под угрозой исчезновения, имеют официальную поддержку со стороны правительств [Tear et al., 1995.].

3.18. Стратегии сохранения ex situ

Наилучшей стратегией для долговременной защиты биологического разнообразия является сохранение природных сообществ и популяций в дикой природе, т. е. сохранение *in situ*. Только в дикой природе виды способны продолжать внутри своих природных сообществ процесс эволюционной адаптации к изменяющейся окружающей среде. Однако для многих редких видов сохранение *in situ* не спасает их от увеличивающихся антропогенных нарушений. Если популяция слишком мала чтобы выжить, или если все сохранившиеся особи находятся за пределами охраняемой территории, тогда охрана *in situ* может оказаться неэффективной.

В таких обстоятельствах единственный способ предотвратить вымирание вида – это поддержать вид в искусственных условиях под присмотром человека [Kleiman et al., 1996]. Такая стратегия называется *ex situ*. Уже есть ряд животных, вымерших в дикой природе, но сохранившихся в неволе, например олень Давида (*Elaphurus davidianus*) (рис. 3.12).



3.12. Олень Пьера Давида (*Elaphurus davidianus*) исчез в дикой природе приблизительно в 1200 году. Этот вид сохранился только в организованных охотничих хозяйствах королевской китайской фамилии и сейчас содержится группами в неволе (фото Джесси Кохен, Национальный зоологический парк Смитсоновского института).

Красивое дерево Франклина (рис. 2.1) растет только в питомниках и уже больше не встречается в диких условиях. Долговременной целью многих программ по сохранению *ex situ* является создание новых популяций в дикой природе, если имеется достаточно большое число особей и подходящее место обитания.

Сохранение животных *ex situ* осуществляется в зоопарках, специальных фермах, аквариумах в рамках программ по разведению животных в неволе. Растения сохраняют в ботанических садах, дендрариях и банках семян. Промежуточной стратегией, сочетающей в себе элементы сохранения *ex situ* и *in situ*, является интенсивный мониторинг и управление популяциями редких и исчезающих видов на небольших охраняемых территориях. Такие популяции еще в какой-то степени остаются дикими, но человек вмешивается в их судьбу ради предотвращения снижения их численности.

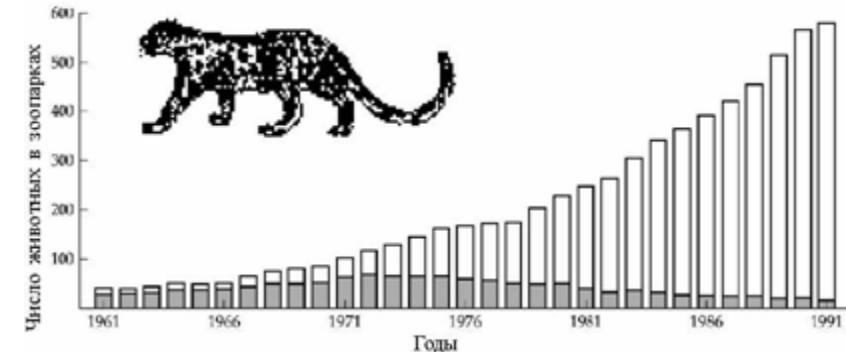
Усилия по сохранению *ex situ* являются важной частью интегральной стратегии сохранения и защиты исчезающих видов. Стратегии сохранения *ex situ* и *in situ* дополняют друг друга [Robinson, 1992]. Особей из популяций *ex situ* могут периодически выпускать в природу. Чтобы увеличить эффективность мер по сохранению животных *in situ*, в их дикие популяции выпускают особей из популяций, созданных *ex situ*. Изучение содержащихся в неволе популяций обеспечивает понимание базовой биологии вида и позволяет разработать новые стратегии сохранения популяций *in situ*. Размножающиеся *ex situ* популяции избавляют от необходимости отлавливать животных в природе для зоопарков или исследования. Кроме того, демонстрация исчезающих видов может помочь общественности осознать необходимость сохранения вида и спасти тем самым его диких представителей в природе. В свою очередь, сохранение видов *in situ* жизненно необходимо для спасения тех из них, которых трудно содержать в неволе, например

носорога, а также из-за ограниченности возможностей зоопарков, аквариумов и ботанических садов демонстрации дополнительных видов. Сохранение *ex situ* недешево. Стоимость содержания в зоопарке африканских слонов и черных носорогов в 50 раз больше, чем защита такого же количества особей в национальных парках в Восточной Африке [Leader-Williams, 1990]. Содержание зоопарков в США обходится около 1 млрд долл. в год. Однако, как сказал Михаэл Соуле, “нет безнадежных случаев, есть люди без надежды и дорогостоящие случаи” [Soule, 1987].

3.19. Зоопарки

В зоопарках, вместе с курирующими их университетами, правительственными департаментами дикой природы и природоохранными организациями сегодня содержатся свыше 700 тыс. особей, представляющих 3000 видов млекопитающих, птиц, рептилий и амфибий [WCMC, 1992]. Хотя такое количество содержащихся в неволе животных кажется впечатляющим, оно незначительно по сравнению с тем множеством кошек, собак и рыбок, которых люди содержат как своих домашних любимцев. В зоопарках упор делается на демонстрацию “характеристической мегафауны”, например панд, жирафов и слонов, что создает тенденцию игнорирования серьезной угрозы, нависшей над огромным числом насекомых и других беспозвоночных, составляющих большинство видов животных в мире.

Главная цель большинства крупных зоопарков сегодня – это создание в неволе популяций редких и исчезающих животных. Лишь небольшая часть редких видов млекопитающих, содержащихся в зоопарках по всему миру, представлена сегодня устойчивыми популяциями с численностью, достаточной для поддержания генетического разнообразия. Чтобы исправить эту ситуацию, зоопарки и курирующие их природоохранные организации предприняли значительные усилия для создания дополнительных условий для содержания. Организуются научные общества, разрабатываются технологии, необходимые для формирования размножающихся популяций редких и исчезающих видов, например снежного барса и орангутана, а также для разработки новых методов и программ возвращения видов в природу (рис. 3.13).



3.13. Снежные барсы (*Panthera uncia*) хорошо размножаются в неволе. Поддержка колоний, в которых эти животные размножаются, позволит уменьшить необходимость зоопаркам содержать отдельных представителей в неволе из уменьшающейся дикой популяции. Начиная с 1974 года, большая часть снежных барсов в зоопарках рождалась в неволе (белые полоски), а меньшая часть была поймана в дикой природе (затененные полоски) [по Blomqvist, 1995].

Некоторые из таких обществ узкоспециализированы, например Международный фонд журавлей в Висконсине, который пытается создать популяции размножающихся в неволе всех видов журавлей.

Усилия по сохранению *ex situ* все более направляются и на спасение исчезающих видов беспозвоночных, включая бабочек, жуков, стрекоз, пауков и моллюсков. Это очень важно, поскольку видов беспозвоночных гораздо больше, чем позвоночных, но многие из них отличаются ограниченным распространением и снижаются в численности. Другие важные объекты усилий по сохранению *ex situ* – редкие породы домашних животных, от которых человек получает

животный белок, молочные продукты, кожу, шерсть, использует в сельском хозяйстве, в качестве транспорта и для развлечений [Hall, Ruane, 1993]. Устойчивые популяции этих пород составляют важный генетический ресурс для улучшения качества и здоровья поголовья свиней, крупного рогатого скота, кур, овец и других домашних животных.

Успеху реализации программ по разведению в неволе способствуют сбор и обобщение сведений о редких и исчезающих видах. Комиссия по выживанию видов (Species Survival Commission Conservation Breeding Specialist Group), подразделение IUCN (Международного союза охраны природы и природных ресурсов) и сопутствующие организации, в частности Американский зоопарк и аквариумная ассоциация предоставили зоопаркам необходимую информацию о правильном уходе и содержании этих видов, включая сведения об их требованиях к питанию, способах анестезии, оптимальных условиях жизни, о вакцинации и антибиотиках. Сейчас разрабатывается центральная база данных о случаях размножения и родословных книг, которые помогут предотвратить спаривание между близкими родственниками, приводящее к высокой смертности потомства за счет генетического дрейфа и инбредной депрессии. Наиболее важная из этих баз данных – Международная система инвентаризации видов (International Species Inventory System, ISIS), которая содержит информацию о 4200 формах животных из 395 зоологических организаций в 39 странах.

Разрабатывается большое количество инновационных программ для увеличения темпов репродукции содержащихся в неволе видов. Некоторые из них заимствованы из медицины человека и ветеринарии, а другие – совершенно новые методы, специально разработанные для конкретных видов (Kleiman et al., 1996). Эти технологии включают: перекрестное выкармливание, когда самка из обычного вида выкармливает детенышем редкого вида; искусственное осеменение, в случаях когда животные не желают спариваться или живут в разных местах; искусственная инкубация яиц в идеальных условиях; перенос эмбрионов, то есть имплантацию оплодотворенных яйцеклеток редких видов в суррогатную самку обычного вида. Один из новых подходов состоит в замораживании яйцеклеток, спермы, эмбрионов и тканей стоящих на грани вымирания видов – это так называемые “замороженные зоопарки”. Есть надежда, что в будущем можно будет восстановить эти виды с помощью новых технологий, например клеточного

клонирования. Когда для сохранения вида ученые хотят применить эти методы, перед ними встает ряд этических вопросов: во-первых, насколько необходимы и насколько эффективны эти методы для конкретного вида; не лучше ли дать возможность нескольким оставшимся особям прожить свои дни в природе, чем начинать создавать популяцию вида в неволе, которая, возможно, окажется неспособной затем реадаптироваться к условиям дикой природы; во-вторых, действительно ли популяция выращенных в неволе особей редкого вида, которые не знают, как выжить в своей естественной среде, даст шанс выживания для всего вида; в-третьих, содержатся ли виды в неволе для их пользы, или для пользы зоопарков?

Даже если ответы на эти вопросы поддерживают *ex situ* менеджмент, создание популяций редких видов *ex situ* не всегда осуществимо. Численность вида может быть настолько сильно сокращена, что наступает инбредная депрессия, ведущая к низкому успеху размножения и высокой смертности детенышей. Некоторые животные, особенно морские млекопитающие, настолько крупны и настолько требовательны к специализированным условиям среды, что меры по их содержанию и уходу нереализуемы дороги. Многие беспозвоночные имеют необыкновенно сложный жизненный цикл, при котором по мере роста меняется их диета и порой неуловимо сменяются требования к условиям среды. Многие из таких видов невозможно восстановить при нашем сегодняшнем уровне знаний. Наконец, несмотря на все усилия ученых, некоторые виды просто сложно разводить. Два ярких примера – гигантская панда и суматранский носорог. У них очень низкие темпы воспроизводства в природе, а в неволе, несмотря на значительные усилия по поиску эффективных методов для их размножения, они практически не размножаются [Schaller, 1993].

3.20. Аквариумы

Сохраняя водные виды, ихтиологи, морские биологи, исследователи коралловых рифов, работающие в демонстрационных аквариумах, все больше сотрудничают с коллегами из научно-исследовательских институтов, правительственные рыбных департаментов и природоохранных организаций для разработки программ по сохранению богатых естественных водных сообществ и особо важных видов. В настоящее время в аквариумах содержится приблизительно 600 тыс. особей рыб, главным образом



Редкие и исчезающие животные России

[English](#)

[О проекте](#)

[Новости](#)

[Классификация
животных](#)

[Голоса
животных](#)

[Библиотека](#)

[Видео сюжеты](#)

[Поиск](#)

[Ссылки](#)

[Подпишись
на новости!](#)

[Вебмастеру!](#)

[Форум](#)

[Гостевая
книга](#)



**Проект Экологического центра МГУ им М.В. Ломоносова
к 250-летию Московского Университета**

В соответствии с российским и международным авторским правом запрещается перемещение на данном сайте материалов, а также их использование без цитирования источника. Запрещается использование данных материалов в издательской или коммерческой деятельности без согласования с Экоцентром МГУ (095)-932-89-82.

отловленных в дикой природе. Основные усилия сегодня направлены на развитие технологий по разведению и содержанию редких видов рыб в аквариумах с тем, чтобы потом выпустить их в природу, или уменьшить необходимость отлова диких видов. Многие из используемых технологий разведения рыб исходно были разработаны биологами-рыбоводами для крупномасштабных воспроизводственных мероприятий в отношении трески, окуня, лосося и других промышленных видов. Другие технологии были открыты в коммерческих аквариумах по мере расширения торговли тропическими рыбами. Программы по разведению исчезающих морских рыб до сих пор находятся в зачаточном состоянии, но сейчас в этой области ведутся активные исследования. По мере того, как аквакультура все больше снабжает человека рыбой, моллюсками и креветками, разрабатываются селекционные программы по созданию генетического резерва, необходимого для улучшения этих видов и защиты их от болезней и непредусмотренных угроз.

Особенно велика роль аквариумов в сохранении исчезающих китообразных. Сотрудники аквариумов часто откликаются на просьбы общественности о помощи китам, выбросившимся на берег или потерявшим ориентацию на мелководье. Потенциально для разработки программ помощи исчезающим видам персонал аквариумов может применять знания, накопленные при работе с обычными содержащимися в неволе видами, например афалиной.

3.21. Ботанические сады и дендрарии

В 1600 ботанических садах мира находятся крупнейшие коллекции живых растений, которые представляют собой главный ресурс для реализации мер по сохранению растений. Сегодня в ботанических садах всего мира растет 4 млн растений, представляющих 80 тыс. видов, то есть приблизительно 30% флоры мира. Список увеличивают виды, выращиваемые в питомниках, садах, любительских садиках и в других подобных условиях (хотя часто они представлены единичными экземплярами). В крупнейшем в мире ботаническом саду, Королевском ботаническом саду (Англия) культивируются 25 тыс. видов растений – это около 10% всех видов в мире, из которых 2700 относятся к исчезающим (рис. 3.14).



Рис. 3.14. Королевские ботанические сады, Kew, хорошо известны своими практическими курсами и исследованиями в области сохранения растений и садоводства. На фото представлено занятие, проводимое на базе коллекции растений пустыни в оранжерее Принца Уэльского (фотография помещена с разрешения Королевского ботанического сада, Kew).

Чтобы защитить диапазон генетического разнообразия вида, ботаническим садам необходимо увеличивать число его экземпляров.

Ботанические сады все больше ориентируются на выращивание редких и исчезающих видов растений, многие из них специализируются на определенных их типах. Дендрарий Арнольда при Гарвардском университете выращивает сотни видов деревьев умеренного климата. Общество дикорастущих растений Новой Англии (the New England Wild Flower Society) обладает коллекцией

из сотен видов травянистых растений, выращиваемых в ботаническом саду “Garden in the Woods”. В Калифорнии специализированный сосновый дендрарий выращивает 72 из 110 существующих в мире видов сосны, а крупнейший ботанический сад в ЮАР культивирует 25% всех произрастающих в стране видов растений. Ботанические сады вносят уникальный вклад в дело сохранения живой природы, поскольку их живые коллекции и гербарии представляют собой один из лучших источников информации о распределении растений и их требованиях к местам обитания [Given, 1994]. Сотрудники ботанических садов часто становятся признанными авторитетами в области определения видов и определения статуса их сохранности. Организованные ботаническими садами экспедиции описывают новые виды и изучают давно известные. Более 250 ботанических садов поддерживают природные заповедники, которые по праву считаются важными охраняемыми территориями. К тому же ботанические сады важны для просвещения общественности в области сохранения природы, поскольку ежегодно их посещает около 150 млн человек.

На международном уровне Секретариат по охране ботанических садов (Botanical Gardens Conservation Secretariat BGCS) Международного союза охраны природы (МСОП) организует и координирует усилия, предпринимаемые ботаническими садами мира. Приоритетной задачей программы является развитие всемирной системы баз данных для координации коллекционной деятельности и выявления важных видов, недостаточно полно представленных или отсутствующих в живых коллекциях. Существует проблема распределения ботанических садов, поскольку большинство из них находятся в зонах умеренного климата, тогда как большая часть видов растений в мире обнаружена в тропиках. Хотя существует несколько крупных садов в Сингапуре, Шри-Ланке, на Яве и в Колумбии, создание в тропической зоне новых ботанических садов должно быть приоритетной задачей для международного сообщества в деле охраны природы. Соответственно, должно быть организовано обучение местных специалистов-систематиков, которые будут в них работать.

3.22. Банки семян

Помимо выращивания растений, ботанические сады и исследовательские институты создали коллекции семян, иногда

называемые банками семян, собранных с диких и культивируемых растений. При сборе семян прилагаются все усилия к тому, чтобы включить весь диапазон генетического разнообразия. Это достигается путем сбора семян по всей области распространения видов, отбором образцов семян из популяций, растущих в различных природных условиях, и сбором семян с большого числа особей в каждой популяции. В таких банках семена большинства видов растений могут долгое время храниться в сухих холодных условиях, сохраняя всхожесть (рис. 3.15).



3.15. (A) Национальное хранилище семян в Форте Коллинз. (B) Огромное разнообразие семян растений сортируется, классифицируется и хранится. Подробные бирки отражают характеристики растения, место и время сбора. (C) В национальном хранилище семян некоторые семена хранятся в герметически запаянных сосудах при 20 °С. (D) Семена хранятся так же в жидким азоте при -196 °С (фотография помещена с разрешения американского департамента по сельскому хозяйству).

Способность семян оставаться при низких температурах в состоянии покоя исключительно важна для мер по сохранению видов *ex situ*, поскольку она позволяет хранить на небольшом пространстве при минимальном присмотре и при низких финансовых затратах семена большого количества редких видов. В мире существует около 50 банков семян, многие из них находятся в развивающихся странах, а их деятельность координирует Консультативная группа международных сельскохозяйственных исследований (International Agricultural Research CGIAR) [Fuccillo et al., 1998].

Хотя банки семян обладают большим потенциалом для сохранения редких и исчезающих видов, они тоже испытывают определенные сложности. Если ломается оборудование или падает напряжение в сети, то вся замороженная коллекция может быть испорчена. Даже при холодном хранении семена постепенно теряют свою всхожесть из-за истощения энергетических запасов и накопления вредных мутаций. Чтобы преодолеть это постепенное ухудшение качества семян, необходимо периодически прорашивать партии семян, доводить взрослые растения до зрелого состояния и собирать с них на хранение новые образцы семян. Для банков семян с большими коллекциями такое тестирование и обновление образцов семян может оказаться трудной задачей.

Примерно у 15% видов растений в мире семена “непослушные”. Им несвойственно состояние покоя, или они не выдерживают хранения при низких температурах, а следовательно, не могут храниться в банках семян. Семена таких видов должны немедленно прорости или погибнуть. Виды с “непослушными” семенами гораздо более обычны для тропических лесов, чем для умеренной зоны. Семена многих промышленно важных тропических плодовых деревьев, строевого леса и плантационных культур, таких как кофе и

каучук, хранить невозможно. Некоторые из этих видов растений можно в контролируемых условиях держать в виде культуры тканей или размножать черенками материнского растения. Сегодня эти методики более дороги, чем выращивание растений из семян.

Международным сообществом банки семян признаны эффективным способом сохранения генетического разнообразия сельскохозяйственных культур. Часто гены, ответственные за устойчивость к определенному заболеванию или вредителю, обнаруживаются только у одного сорта культуры, так называемых *местных сортов*, растущих лишь в одной маленькой области мира. Эта генетическая изменчивость часто исключительно важна для сельскохозяйственной промышленности в ее стремлении поддержать и увеличить урожайность культур и их способность противостоять изменяющимся условиям окружающей среды, например кислым дождям, засухам и засолению почвы. Ученые прилагают большие усилия, чтобы сохранить это генетическое разнообразие, поскольку обычные фермеры всего мира избегают сортов местных культур в угоду стандартным высокоурожайным сортам [Cleveland et al., 1994]. Это наблюдаемое по всему миру явление иллюстрируется примером с фермерами Шри-Ланки, которые до конца 1950-х годов выращивали 2000 сортов риса, а потом перешли на 5 высокоурожайных сортов. Пока сельскохозяйственными банками семян приобретено более 2 млн коллекций семян. Многие из важнейших пищевых культур, например пшеница, кукуруза, овес, картофель хорошо представлены в банках семян. Продолжается интенсивное пополнение коллекций семян риса, проса и сорго. Однако культуры местного значения, лекарственные растения, пряильные и другие полезные растения в банках семян представлены хуже. Дикие родственники культурных растений тоже недостаточно представлены в банках семян, хотя они исключительно полезны для программ по улучшению культурных растений.

Особые усилия предпринимаются для защиты генетических ресурсов коммерчески важных видов деревьев [Rogers, Ledig, 1996]. Сложно хранить семена многих родов деревьев, например дубов (*Quercus*) и тополей (*Populus*). Даже семена сосны нельзя хранить неограниченно, и необходимо выращивать из них деревья. Во многих случаях семена отдельных деревьев используют для создания садов, где налажено промышленное производство семян. Все более эффективным способом сохранения генетического

разнообразия, необходимого для лесоводства, считается сохранение естественных территорий, на которых встречаются коммерческие виды. Исследования в области лесоводства и сохранения лесов нуждаются в международном сотрудничестве, поскольку промышленные виды часто выращиваются вдали от места их происхождения. Например, сосна (*Pinus radiata*) из США выращивается на 3 млн га, разбросанных в Чили, Новой Зеландии, Австралии и Испании.

Дискуссионным моментом в развитии банков семян является вопрос о том, кто владеет и контролирует генетические ресурсы культурных растений [Brush, Stabinsky, 1996]. Гены местных сортов культурных растений и диких родственников культурных видов являются теми “строительными блоками”, которые необходимы для создания “элитных” высокоурожайных сортов, пригодных для современного сельского хозяйства. По имеющимся оценкам, 96% генетического разнообразия, необходимого для современного сельского хозяйства, приходит из таких развивающихся стран, как Индия, Эфиопия, Перу, Мексика, Индонезия и Египет, а селекционные программы для элитных сортов часто разрабатываются в индустриально развитых странах Северной Америки и Европы. Раньше международные банки семян бесплатно собирали семена и ткани растений в развивающихся странах и передавали их исследовательским станциям и семенным компаниям. Но, создав с помощью селекционных программ и полевых опытов элитный сорт, семенная компания ради получения максимальной прибыли продаёт его семена по высоким ценам. Сейчас в развивающихся странах спрашивают: почему мы должны бесплатно делиться своими генетическими ресурсами, а затем платить за улучшенные семена, полученные с помощью этих ресурсов? Одно из решений проблемы – это соглашения в рамках Конвенции по биологическому разнообразию, в которой страны договорились делиться своими генетическими ресурсами в обмен на получение новых продуктов и части прибыли [Vogel, 1994]. Такие соглашения обеспечивали бы защиту биологического разнообразия.

3.23. Категории сохранения видов

Для выделения статуса редких видов для задач сохранения МСОП предложил 10 категорий для использования в задачах сохранения [IUCN, 1996]. Виды в категориях 2–4 находятся под угрозой вымирания. Эти категории оказались полезными в задачах

сохранения на национальном и международном уровнях для фокусирования особого внимания на определенных видах, а также для определения вымирающих видов с целью защиты посредством международных соглашений типа Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) – Международной Конвенции о торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (СИТЕС).

1. *Вымершие: виды* (или другие таксономические единицы, такие как подвиды и разновидности), которые известны как несуществующие. Тщательные и повторные исследования в местах, где эти виды были впервые обнаружены, а также в других районах не позволили повторно обнаружить эти виды.

2. *Вымершие в дикой природе: виды* существуют только за счет разведения в неволе или в виде адаптированных популяций вне своей первоначальной среды обитания. Их поиск в исторических областях обитания привел к отрицательному результату.

3. *Находятся в критическом состоянии: виды*, имеющие высокий риск вымирания в дикой природе в недалеком будущем. Это виды повышенного внимания, число особей которых неуклонно уменьшается и уменьшилось до такой степени, что выживание маловероятно, если существующие тенденции сохраняются.

4. *Находятся под угрозой исчезновения: это виды, имеющие высокий риск вымирания в дикой природе в недалеком будущем и которые могут перейти в категорию “критического состояния”.*

5. *Уязвимые: виды, имеющие высокий риск вымирания в дикой природе в перспективе, и которые могут перейти в категорию “под угрозой исчезновения”*

6. *Требуют сохранения: видам не грозит вымирание, но это зависит от программы сохранения, без которой существует угроза вымирания вида.*

7. *Существует близкая угроза исчезновения: категория для видов, близких к категории “уязвимые”, но для которых в настоящее время нет непосредственной угрозы исчезновения.*

8. *Не нуждаются в охране: видам ничего не угрожает.*

9. *Данные отсутствуют: имеется неадекватная информация для определения риска вымирания вида. Во многих случаях информация по видам отсутствует много лет или десятилетий, поскольку ни один биолог не предпринимал попыток найти вид. Требуется дополнительная информация для присвоения видам категорий по степени угрозы вымирания.*

10. *Без оценки*: вид не оценивался с точки зрения категории вымирания.

Этим категориям соответствуют законодательные акты, которые оказывают финансовое влияние на владельцев земли, корпорации и правительства. Поэтому для предотвращения споров важно иметь разъяснения по каждой категории. Для уточнения вопроса классификации в 1994 году "МСОП" выработал более четкие количественные критерии и инструкции для определения категорий в трехуровневой системе классификации, основанной на вероятности вымирания [IUCN 1994b, 1996]:

1. К категории "*Под большой угрозой*" относятся виды, имеющие вероятность 50% и более вымирания в течение 10 лет или три поколения, в зависимости от того, какой срок дольше.

2. К категории "*Под угрозой*" относятся виды, имеющие 20% вероятность вымирания в течение 20 лет или 5 поколений.

3. К категории "*уязвимые*" относятся виды, имеющие риск вымирания 10% и более в течение 100 лет.

Отнесение к определенной категории зависит от информации по одному из параметров:

1. Изменение числа представителей вида.

2. Величина географической области распространения и численность популяции.

3. Каково общее число живущих представителей и число представителей, могущих дать потомство.

4. Продолжается ли уменьшение популяции и сокращение среды обитания в соответствии с прогнозом.

5. Вероятность вымирания в течение определенного ряда лет или поколений.

Указанные выше количественные критерии отнесения к категориям основываются на методах анализа популяционной выживаемости и в основном оценивают тенденции существования популяции и среды обитания. Например, критическое состояние для вида характеризуется, по крайней мере, одним из следующих показателей: небольшим размером популяции (менее 250 представителей вида) и количеством особей, способных дать потомство (менее 50); уменьшением численности на 80% и более за последние 10 лет или поколений; ожидаемым уменьшением популяции более чем на 25% в течение трех лет или одного поколения; или если

вероятность полного вымирания превышает 50% в течение 10 лет или на протяжении трех поколений. Вид может также получить статус критического из-за ограниченности среды обитания (менее 100 км² в одном районе), наблюдаемого или предсказуемого ее сокращения, экологического дисбаланса и коммерческой эксплуатации. Использование территориального признака при определении категории особенно полезно в случае видов, биология которых плохо изучена. К таким видам можно отнести многие виды тропических насекомых, о которых лишь известно, что среда их обитания разрушается.

Преимущество такого подхода состоит в том, что он дает стандартный количественный метод классификации, результаты принятия решения могут быть пересмотрены и переоценены другими учеными в соответствии с принятыми количественными критериями с использованием любой доступной информации. Однако при принятии решений с опорой на этот метод может быть допущен произвол, если данных недостаточно. Сбор данных при таком подходе может быть очень дорогостоящим и требовать очень большого времени, особенно в развивающихся странах и в быстро изменяющихся условиях.

Несмотря на ограничения, новая система классификации видов представляет собой явный прогресс в деле защиты видов от вымирания.

На основе предложенных МСОП категорий Всемирный центр мониторинга сохранения (World Conservation Monitoring Centre – WCMC) провел анализ и сделал заключение об угрозе вымирания около 60 000 видов растений и 5 000 видов животных в соответствующих сериях Красной книги – Red Data Books [IUCN 1990, 1996]. Огромное большинство видов, перечисленных в этих сериях, представляют растения, что отражает тенденцию описывать виды растений в областях распространения, подвергшихся угрозе. Кроме того, существуют и многочисленные списки видов рыб (700), амфибий (100), рептилий (200), моллюсков (900), насекомых (500), ракообразных внутренних водоемов (400), птиц (1100) и млекопитающих (1100). Система МСОП была использована для определения приоритетов сохранения в конкретных специфических областях обитания и применительно к группам видов. Как группа, млекопитающие стоят перед лицом большей опасности по сравнению с птицами. Если сравнивать регионы, то в среднем виды

в Японии находятся в более угрожающем состоянии, чем виды Южной Африки, которые, в свою очередь, пребывают в большей опасности по сравнению с видами в Великобритании (табл. 3.1).

В Швейцарии проводится определение охранного статуса 2106 видов растений и животных, находящихся в настоящее время в Национальной красной книге угрожаемых видов. Из них 317 видов, как было установлено, находятся в стабильном состоянии или увеличивают численность благодаря политике сохранения и защиты. Эти 317 видов сейчас внесены в “Голубой Список” (“Blue List”). “Голубой Список” свидетельствует об успехе политики сохранения [Gigon et al., 1998].

Таблица 3.1

Число видов, находящихся под угрозой глобального измания в некоторых странах умеренного климата^a

	Млн. квадратных км		Леса		Реки		Алфавит		Расходы	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Аргентина	320	8.4	897	4.6	220	2.3	145	3.4	9000	1.9
Канада	193	3.6	426	1.2	41	7.3	41	2.4	2920	22.2
Китай	394	19	1100	8.2	340	4.4	263	0.4	30000	1.1
Япония	132	22	>250	13.2	66	12.1	52	19.2	4700	15
Россия	269	11.5	628	6.1	58	8.6	23	0.0	-	-
ЮАР	247	13.4	596	2.7	299	6.4	95	9.5	23000	4.1
Великобритания	50	8	230	0.9	8	0	7	0	1550	1.8
США	428	8.2	650	7.7	280	10	233	10.3	16302	11.3

1) Включает категории МСОП “под большой угрозой”, “под угрозой” и “язвимые”; 2) Число видов

В свою очередь виды, обитающие в пресной воде, например речные раки, моллюски и рыбы, подвергаются большей угрозе, чем сухопутные виды (рис. 3.16).

сухопутные виды (рис. 3.16).

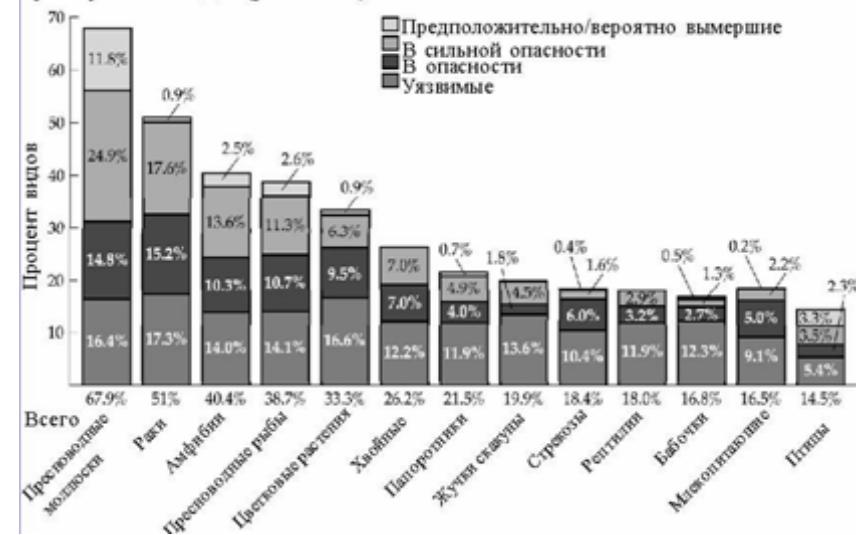


Рис. 3.16 . На рис. отображены некоторые группы видов, исследуемые в США. Они ранжированы в соответствии с критериями, предложенными Комитетом по охране природы, и представлены как находящиеся в сильной опасности, в опасности и уязвимые (ранжированные по критериям 1–3 соответственно и в масштабе 5). На графике представлен также процент видов каждого класса, которые предполагаются вымершими [из Stein, Flack, 1997].

3.24. Законодательная защита видов

После того как установлено, что конкретные виды нуждаются в защите, можно принимать законы и подписывать договоры для реализации такой защиты. Национальные законы защищают виды внутри стран, международные соглашения регулируют торговлю видами между странами.

3.25. Национальные законодательства

Во всем современном мире национальные правительства вместе с национальными природоохранными организациями играют ведущую роль в решении задач сохранения всех уровней биологического разнообразия. Принимаются законы по организации

национальных парков, регулированию человеческой деятельности в рыболовстве, лесозаготовках, выпасе скота, загрязнении воды и атмосферы. Международные договоренности реализуются на границах и касаются торговли редкими животными, находящимися под защитой договора в какой-то стране. Многие национальные законы направлены на сохранение видов. Эффективность, с какой эти законы выполняются, характеризует намерения государства защищать национальные ресурсы и, соответственно, своих граждан. Во многих странах признано, что сохранение здоровой экологии и защита видов – неотъемлемое условие сохранения здоровья людей.

Защита биологического разнообразия в разных странах осуществляется по-разному. Пятнадцать членов Европейского Союза (Шенгенского Соглашения) строят свою работу по защите видов на основе международных конвенций, например Международной Конвенции о торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (СИТЕС) (*Convention on International Trade in Endangered Species*), и Конвенции по биологическому разнообразию (*Convention on Biological Diversity*). Кроме того, при защите биологического разнообразия эти страны руководствуются специальными директивами. В качестве примера можно взять Директиву по птицам (*Bird Directive*), в соответствии с которой страны-члены должны защищать и организовывать местообитания птиц, особенно те, которые необходимы при миграциях и в период размножения (McLean et al., 1999). Реализация и применение этих природоохранных мер сильно отличается в разных европейских странах.

В США основным законом по защите видов является “Акт по исчезающим видам” от 1973 года (*the Endangered Species Act of 1973*) и его дополнение – “Акт по защите морских млекопитающих” (*the Marine Mammals Protection Act*). Упомянутый “Акт по исчезающим видам” был разработан Конгрессом США с целью “создания условий сохранения экосистем, от которых зависит выживание исчезающих и находящихся под угрозой видов, и обеспечения программы сохранения этих видов”. Виды попадают под защиту Акта, если они официально включены в список исчезающих или находящихся под угрозой исчезновения видов. Как определено в законе, к исчезающим видам относятся те, которые с большой вероятностью могут исчезнуть во всем их ареале или в его большей части в результате человеческой деятельности или по

естественным причинам, а к находящимся под угрозой видам относятся те, которые с большой вероятностью станут исчезающими в ближайшем будущем. Секретарь внутренних дел, действующий от имени Службы США по рыбным запасам и дикой природе (*U.S. Fish and Wildlife Service*), и секретарь по коммерции, действующий от имени Службы морского рыбного хозяйства (*the National Marine Fisheries Service – NMFS*), могут дополнять этот список или удалять из него некоторые позиции на основании имеющейся у них информации. Для каждого вида из списка разрабатывается план восстановления, который обычно включает сохранение и восстановление среды обитания и активную деятельность по управлению [Foin et al., 1998].

Обследование видов, затрагиваемых Актом, показало, что в списке присутствуют виды животных, имеющих на момент составления списка около 1000 оставшихся представителей, и растения, представленные менее 120 экземплярами [Wilcove et al., 1993]. Восстановление таких маленьких популяций может столкнуться с проблемами генетического и демографического свойства. В самом драматическом положении находятся 39 видов из списка, каждый из которых представлен менее чем 10 особями. Есть в списке и пресноводные моллюски, которые не могут дать потомство. Действие Акта может предоставить защиту исчезающему виду до того, как уменьшение численности этого вида не дойдет до точки, после которой восстановление вида станет проблематичным. Своевременное внесение видов в список защиты позволяет восстановить его численность и удалить его из списка исчезающих видов.

Защита видов, входящих в списки Акта, оказывается столь активной и серьезной, что интересы бизнеса часто вынуждены яростно лobbировать невключение в него исчезающих в регионе видов. Одна из причин, по которой генералы бизнеса неохотно включают в список Акта новые виды, связана с теми трудностями, которые надо преодолеть, пока этот вид восстановится настолько, что его можно будет исключить из списка [Tear et al., 1993]. До сих пор удалось исключить из списка только 21 позицию, среди которых, а это считается большим успехом, присутствует бурый пеликан и американский аллигатор.

При реализации Акта по исчезающим видам коммерческим компаниям, зеленым и государственным структурам зачастую приходится разрабатывать компромиссные планы сохранения среды

обитания, которые примиряют интересы бизнеса и охраны природы [Noss et al., 1997]. Один из таких планов включал прибрежное сообщество кустарникового шалфея в южной Калифорнии, в котором обитает 100 редких, уязвимых, близких к вымиранию и исчезающих видов, в том числе калифорнийских комаролов (*Polioptila californica californica*). После многолетней борьбы за этот участок, представляющего ценную недвижимость, подрядчики, фермеры, зеленые и государственные структуры пришли к компромиссному решению – оставить под защитой наиболее ценную с природоохранительной точки зрения часть участка и разрешить разработку менее ценной части. Это план охватывал территорию размером 160 000 га, на которой располагалось 50 городов, 5 округов и несколько военных баз. Пока план не совершенен, но по крайней мере, была сделана попытка создания нового поколения планов, которые основываются на многовидовом и экосистемном подходах к большому географическому региону и которые учитывали интересы разнообразных проектов, землепользователей и управлеченческих структур. В этом и других случаях результат компромисса состоит в продолжении экономической деятельности и в высокой цене, заплаченной за поддержку природоохранной деятельности.

3.26. Международные соглашения

Хотя основной механизм защиты биологического разнообразия реализуется внутри отдельных стран, существуют и постоянно действуют международные соглашения, защищающие виды и среды обитания. Международное сотрудничество чрезвычайно необходимо по ряду важных причин. Во-первых, виды мигрируют через международные границы; усилия по сохранению видов птиц в северной Европе потерпят крах, если будут разрушены места их зимовки в Африке. Во-вторых, международная торговля продуктами природного происхождения может привести к чрезмерной эксплуатации видов, вызванной потребностями рынка. Контроль и администрирование торговли необходимы как при экспорте, так и импорте. В-третьих, задача сохранения биологического разнообразия имеет международное значение. Богатые страны средней полосы, пользующиеся плодами тропического биологического разнообразия, должны помогать менее богатым странам сохранять его.

И наконец, решение многих проблем, связанных с угрозой исчезновения видов и экосистем, по своему масштабу требуют международного сотрудничества. Имеется в виду чрезмерный рыбный промысел, охота, загрязнение атмосферы, выпадение кислых дождей, загрязнение озер, рек и океанов, глобальное изменение климата и истощение озонового слоя.

Единственным наиболее важным международным договором по защите видов является Международная Конвенция о торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения –СИТЕС (the Convention on International Trade in Endangered Species –CITES), учрежденная в 1973 году совместно с Программой ООН по окружающей среде – ЮНЕП (the United Nations Environmental Programme – UNEP) [Wijnstekers, 1992; Hemley, 1994]. Этот договор сейчас введен в действие в более чем 120 странах. СИТЕС утвердила список видов, торговля которыми должна контролироваться, а страны-участники согласны ограничить торговлю и гибельное уничтожение этих видов. В Приложение № 1 Конвенции включено приблизительно 675 животных и растений, торговля которыми запрещена. В Приложении № 2 перечислены 3700 животных и 21000 растений, международная торговля которыми регулируется. Приложения №№ 1 и 2 включают такие важные декоративные виды, как орхидеи, саговники, кактусы, насекомоядные растения, древовидные папоротники и большое число видов деревьев.

Среди животного мира под особым контролем находятся: попугаи, крупные дикие кошки, киты, морские черепахи, хищные птицы, носороги, медведи, приматы, виды, отлавливаемые для зоопарков и домашнего содержания, аквариумные виды, а также виды, дающие мех, кожу и другие коммерческие товары. Международные конвенции типа СИТЕС выполняются только тогда, когда страна, подписавшая договор, издает внутренний закон, предусматривающий наказание за его нарушение. Как только в стране в соответствии с СИТЕС принимается закон, полицейские, таможенники, лесники и оперативные работники государственных структур получают право арестовывать, привлекать и прекращать деятельность нарушителей, т. е. тех, кто владеет, ловит или торгует представителями перечисленных в СИТЕС видов (рис. 3.17).



Рис. 3.17. В августе 1995 года бельгийская таможня задержала огромный контрабандный груз. Груз содержал много предметов, запрещенных к ввозу договором CITES, включая обезьяны головы, чучела птиц редких видов, шкуры тигров. В этом контрабандном грузе были обнаружены части более 2000 отдельных животных (AP, Фотографии мира)

Технические рекомендации странам по реализации договора предоставляются такими негосударственными структурами, как Международный Союз группы экспертов по сохранению дикой природы (The International Union for the Conservation of Nature Wildlife Trade Specialist Group), Торговая сеть (TRAFFIC Network) Всемирного фонда дикой природы (World Wildlife Fund / – WWF), Отдел мониторинга торговли предметами дикой природы (Wildlife Trade Monitoring Unit) Всемирного центра мониторинга сохранения

(World Conservation Monitoring Centre – WCMC). Наиболее заметным успехом Конвенции КИТЕС явился запрет 1989 года на торговлю бивнями слонов, которая привела к значительному уменьшению численности популяций слонов в Африке [Poole, 1996]. Еще одним международным договором является Конвенция по охране мигрирующих видов диких животных (the Convention on Conservation of Migratory Species of Wild Animals), подписанная в 1979 году, которая в основном касается видов птиц. Эта Конвенция стала очень важным добавлением Конвенции КИТЕС по части объединения международных усилий в деле сохранения видов птиц, мигрирующих через государственные границы. Она подчеркивает важность проведения исследований, административных региональных усилий и упорядочения охоты. Однако с этой Конвенцией возникли проблемы. Ее подписали только 36 стран и потому ее бюджет очень ограничен. Она также не распространяется на мигрирующие виды, морских млекопитающих и рыб. Среди других важных международных соглашений по защите видов действуют:

- Конвенция по сохранению морских животных ресурсов в Антарктике (The Convention on Conservation of Antarctic Marine Living Resources);
 - Международная Конвенция по регулированию добычи китов (The International Convention for the Regulation of Whaling), в соответствии с которой организуется Международная Комиссия по китам (The International Whaling Commission);
 - Международная Конвенция по защите птиц (The International Convention for the Protection of Birds) и Конвенция Бенилюкса по охоте и защите птиц (Benelux Convention on the Hunting and Protection of Birds);
 - Конвенция по рыбной ловле и сохранению биологических ресурсов в Балтийском море (The Convention on Fishing and Conservation of Living Resources in the Baltic Sea);
 - Международная Комиссия по атлантическому тунцу (the International Commission on Atlantic Tuna);
 - Разнообразные региональные договоры по защите конкретных групп животных: креветок, лангустов, крабов, морских котиков, семги, летучих мышей и викунны.
- Слабость международных договоров состоит в том, что участие в них добровольное, страны, преследуя свои собственные интересы, могут выйти из них, когда считают условия участия в них слишком

обременительными [Young, 1999]. Это особенно проявилось, когда несколько стран просто решили пренебречь Международной Комиссией по китам, выпустившей запрет на их охоту. Необходимы убеждение и давление общественности для побуждения стран выполнять условия конвенций и наказывать нарушителей.

Рекомендуемая литература

1. Akcakaya, H. R., M. A. Burgman and L. R. Ginzburg. 1999. Applied Population Ecology: Principles and Computer Exercises Using RAMAS® EcoLab. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
2. Clemmons, J. R. and R. Buchholz (eds.). Behavioral Approaches to Conservation in the Wild. N- Y.: Cambridge University Press, 1997.
3. Given, D. Principles and Practices of Plant Conservation. Portland, OR: Timber Press, 1994.
4. Norton, B. G., M. Hutchins, E. F. Stevens and T. L. Maple. Ethics on the Ark: Zoos, Animal Welfare, and Wildlife Conservation. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1995.
5. Schaller, G. B. The Last Panda. Chicago: University of Chicago Press, 1993.
6. Stein, B. A. and S. R. Flack. Species Report Card: The State of U.S. Plants and Animals. Arlington, VA: The Nature Conservancy, 1997.
7. TRAFFIC USA. World Wildlife Fund, Washington, DC.
8. Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols and R. Rudran. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals. Biological Diversity Handbook Series. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1996.
- Young, O. R. (ed.). The Effectiveness of International Environmental Regimes: Causal Connections and Behavioral Mechanisms. Cambridge, MA: MIT Press, 1999.

Глава 4. Сохранение на уровне сообщества

Обратно в содержание

Захота среды обитания, содержащей здоровые неповрежденные биологические сообщества, является наиболее эффективным путем сохранения полного биологического разнообразия. Можно даже считать, что это единственный путь сохранения видов, потому что ресурсы и знания, которыми мы располагаем, достаточны только для того, чтобы спасти в неволе лишь малую часть мировой фауны. Имеются четыре средства сохранения биологических сообществ: это организация заповедных территорий, эффективное управление этими территориями, реализация методов сохранения вне заповедных территорий и восстановление биологических сообществ в разрушенной среде обитания.

Биологические сообщества сильно отличаются по степени повреждения человеком. Очень мало нетронутых; их можно найти на дне океана или в отдаленных частях дождливых лесов Амазонки. А сильно нарушенные человеческой деятельностью сообщества мы встречаем в сельскохозяйственных угодьях, в городах и в искусственных прудах. Но и даже в самых отдаленных частях света влияние человеческой деятельности дает о себе знать повышением уровня углекислого газа, химическим загрязнением, сбором ценного натурального сырья, и наоборот, даже в наиболее измененных человеком местностях можно найти остатки неповрежденной флоры и фауны. Среды обитания промежуточной степени нарушенности представляют для биологии сохранения наибольший интерес, поскольку они занимают очень большие площади. Значительное биологическое разнообразие может быть сохранено в тропических лесах, где ведется выборочная вырубка деревьев, в морях и океанах с активным режимом рыбной ловли и на пастбищах с интенсивным выпасом домашнего скота [Redford, 1992]. При организации заповедника важно найти разумный компромисс между требованиями к защите биологического разнообразия и нормального функционирования экосистемы и решением средне- и долговременных задач обеспечения ресурсами местного населения и национального правительства.

4.1. Охраняемые территории

Одним из самых важных шагов в деле сохранения биологических сообществ является организация охраняемых территорий. Хотя законодательное выделение таких территорий само по себе и не

является гарантией сохранения среды обитания, оно тем не менее служит важной отправной точкой.

Охраняемые территории могут быть организованы разными способами. Но существуют два основных: государственная защита (обычно на национальном и локальном уровнях) и приобретение земли частными лицами или экологическими организациями. На правительственнонм уровне принимается решение о выделении защищаемых территорий и устанавливаются законы, определяющие степень коммерческой эксплуатации ресурсов, разрешающие выделять территории под традиционное использование местным населением, а также под зону отдыха. Многие защищаемые территории учреждены частными экологическими организациями, например Охрана Природы (the Nature Conservancy) и Общество Одюбона (Audubon Society) [the Nature Conservancy, 1996]. Все чаще находит применение общая модель, когда устанавливается партнерство между правительством развивающейся страны и международными экологическими организациями, или с мультинациональными банками и правительствами развитых стран. При таком партнерстве экологические организации осуществляют финансирование, обучение, научную и организационную экспертизу, помогая развивающейся стране выделить новые охраняемые территории. Этот тип сотрудничества постоянно растет благодаря улучшению финансирования со стороны Глобального экологического фонда (ГЭФ) (Global Environment Facility – GEF), который был создан Всемирным Банком и агентствами Организации Объединенных Наций.

Кроме того, охраняемые территории создаются традиционными организациями, обеспокоенными сохранением национальной культуры. Национальные правительства признали права на землю таких традиционных обществ во многих странах, включая США, Канаду, Бразилию и Малайзию. Выделение земли часто вызывает споры, обсуждается в прессе, в судах. Во многих случаях признание местных прав на традиционные земли сопровождается борьбой между местными структурами и отдельными лицами. Такая борьба зачастую не обходится без человеческих жертв [Gadgil, Guha, 1992; Western et al., 1994].

Как только территория объявляется охраняемой, требуется принять решение о масштабах допускаемой на ней человеческой деятельности. Международный союз охраны природы разработал классификацию для охраняемых территорий, которая отражает весь

диапазон интенсивности использования территории человеком [IUCN, 1994]:

I. Строго охраняемые заповедники сохраняют виды и природные процессы по возможности в нетронутом состоянии. Эти территории представляют собой репрезентативные образцы биологического разнообразия для научного изучения, образования и мониторинга окружающей среды.

II. Национальные парки представляют собой большие территории, отличающиеся живописной и богатой природой и предназначены для защиты одной и более экосистем с научной и образовательной целями, а также для отдыха. Эти территории обычно не используются для коммерческой эксплуатации ресурсов.

III. Национальные памятники природы несколько меньше и предназначены для сохранения уникальных биологических, геологических и культурных объектов, представляющих специальный интерес.

IV. Управляемые природные заповедники похожи на строго охраняемые территории, в них допускается определенная человеческая деятельность. Последняя может включать удаление экзотических видов и контролируемые палы, которые иногда требуются для поддержания характеристик сообщества. Иногда допускается в определенных пределах сбор урожая.

V. Охраняемые красивые ландшафты и виды на море дают возможность местному населению традиционно пользоваться окружающей средой без ее разрушения, особенно в местах, которые отличаются специфичными культурными, эстетическими и экологическими особенностями. На этих территориях могут находиться рыбакские деревушки, сады и пастбища. Эти места предоставляют особые возможности для туризма и отдыха.

VI. Защищаемые территории с контролируемым использованием ресурсов, включающих воду, дикую природу, выпас скота, рубку леса, туризм и ловлю рыбы в режиме, гарантирующем сохранение биологического разнообразия. Эти территории часто бывают большими и на них допускается как современное, так и традиционное использование природных ресурсов.

Из этих категорий только первые пять могут рассматриваться как действительно охраняемые территории, поскольку здесь управление средой обитания производится исключительно в интересах сохранения биоразнообразия. При более строгом подходе к

охраняемым следует отнести только первые три категории территорий. Территории, выделенные в последнюю категорию, используются не только ради сохранения биоразнообразия. Здесь последняя задача может иметь подчиненное значение. Управляемые территории имеют исключительное значение, поскольку по площади они часто намного больше строго охраняемых. На них зачастую обитает много или даже большинство характерных для региона видов. Внутри управляемых территорий могут находиться строго охраняемые участки.

4.2. Существующие охраняемые территории

На 1998 год в мире насчитывалось около 4500 строго охраняемых территорий (категории I–III IUCN), которые покрывали 500 млн га, и 5899 частично охраняемых территорий (категории IV–V), покрывавших 348 млн га [WRI, 1998]. На первый взгляд, эти цифры кажутся впечатляющими, но они составляют лишь 6% поверхности суши. И только 4% общей поверхности суши попадает под режим строгой охраны в статусе научных заповедников, национальных парков, национальных памятников природы. Кроме того, соотношение охраняемых и неохраняемых территорий сильно варьирует в разных странах от 25% в Германии и Австрии и 19% в Великобритании до очень низкого процента в других странах, таких как Россия (1,2%), Греция (0,8%), Турция (0,3%). Самая большая охраняемая территория в мире находится в Гренландии и составляет 92 млн га. Цифры для отдельных стран и континентов являются только приблизительными, поскольку иногда законы, защищающие национальные парки и заповедники дикой природы, до сих пор не вступили в действие. И в то же время иногда целые кладовые ресурсов и территории многоцелевого использования тщательно защищены на практике. Примерами последнего могут быть участки в Национальных лесах США (U.S. National Forests), имеющих статус природного заповедника.

Охраняемые территории никогда не будут покрывать более 7–10% или немного больше поверхности, поскольку человеческое общество нуждается в природных ресурсах. Пик организации новых охраняемых территорий пришелся на период с 1970 по 1975 годы и теперь процесс пошел на убыль, вероятно вследствие того, что оставшиеся земли уже предназначены под другие цели [McNeely et al., 1994]. Такая ограниченность площади охраняемой среды обитания увеличивает биологическое значение этих 10–20%

территорий, выделяемых для управляемой разработки природных ресурсов. В США, например, Служба лесов (Forest Service) и Бюро по управлению землями (Bureau of Land Management) вместе управляют 24% территорий; в Коста-Рике около 17% территорий управляются как лесные и индейские резервации.

Сохранение морских территорий отстает от охраны суши. В настоящее время только 1% морских территорий включены в число охраняемых, в то время как для сохранения уменьшающихся рыбных запасов требуется придать такой статус 20% территорий [Costanza et al., 1998]. Стремление защитить биологическое разнообразие в океане наталкивается на трудности, связанные с идентификацией некоторых биологических сообществ, широкой миграцией и рассеянностью морских видов. Кроме того, противодействие со стороны рыбодобывающей отрасли, широкое распространение загрязненности океана, трудности заключения международных договоров, проблемы с управлением большими морскими территориями – все это сильно сдерживает организацию эффективных океанских резерваций. Однако мировое сообщество определило природоохранную задачу в океане как высокоприоритетную, и поэтому предпринимаются срочные попытки организации охраняемых территорий для защиты морского биоразнообразия. Защита нерестилищ коммерческих видов рыб и поддержание в хорошем состоянии районов для активного отдыха, ныряния, плавания и рыбной ловли стоят в ряду главных доводов по организации таких заповедников. В мире организовано более 1300 морских и прибрежных охраняемых территорий площадью около 800 000 км² [Agardy, 1997]. Половину общей площади занимают три самых больших охраняемых территории: морской парк Большого барьерного рифа в Австралии, Галапагосский морской парк в Эквадоре и резервация Северного моря в Нидерландах.

4.3. Определение приоритетов для охраны

В перенаселенном мире при ограниченности финансирования обязательно должны быть определены приоритеты в деле сохранения биоразнообразия и, что более важно, отдельных видов. В то время как некоторые экологи доказывают, что ни один вид не должен исчезнуть, в реальной жизни виды ежедневно продолжают вымирать. Вопрос состоит в том, как минимизировать это

исчезновение при данных финансовых и человеческих ресурсах. В этом ряду перед специалистами стоят и другие вопросы по планированию сохранения: Что надо сохранять? Где должно быть сохранено? Как это должно быть сохранено [Johnson, 1995]? Можно установить три критерия при определении приоритетов сохранения видов и сообществ.

1. *Уникальность*. Биологическому сообществу дается статус более высокого природоохранного приоритета, если оно состоит в основном из редких эндемичных видов по сравнению с сообществом, образованным обычными широко распространенными видами. Виды получают более высокий приоритет, если они таксономически уникальны, т.е. если род или семейство образованы только одним видом, по сравнению со случаями, когда род содержит много видов.

2 *Вымирание*. Виды, стоящие на грани вымирания, требуют более высокого приоритета при сохранении по сравнению с теми, которым не грозит исчезновение. Так, американский журавль, представленный только 155 особями, заслуживает более высокого приоритета при сохранении, чем журавль песчаных холмов, насчитывающий около 500 000 особей. Биологические сообщества, находящиеся под угрозой неминуемого разрушения, также имеют приоритет.

3 *Полезность*. Виды, представляющие для человека ценность в настоящее время или в будущем, заслуживают приоритета по сравнению с видами, не приносящими очевидной пользы. Например, дикие родственники пшеницы, которые потенциально могут пригодиться при селекции улучшенных культурных сортов, получают более высокий приоритет по сравнению с видами трав, которые родственно не связаны ни с каким-либо экономически важным растением. Биологические сообщества, имеющие общую экономическую ценность, например заболоченные участки побережья, могут получить больший приоритет при сохранении по сравнению с менее ценными сообществами, например сухими кустарниковыми зарослями.

Видовой подход. Охраняемые территории могут выделяться для сохранения отдельных видов. Многие национальные парки созданы для защиты "характеристической фауны" или определенных видов, например тигров, которые привлекают внимание публики, являются своего рода символами и очень важны для экотуризма. Другие территории охраняются с ориентацией на индикаторные виды,

наличие которых свидетельствует о здоровье экосистемы. Спасение этих видов сопряжено с сохранением нормального функционирования всего сообщества, которое состоит из тысяч других организмов [Schwartz, 1999].

Подходы на уровне сообщества и экосистемы. Ряд специалистов настаивает на том, что целью сохранения в первую очередь должны быть сообщество и экосистема, а не отдельные виды [Reid, 1992; Grumbine, 1994]. Сохранение сообществ позволяет сохранить большое число видов в самовоспроизводящейся структуре, в то же время сохранение отдельных видов зачастую сложно, дорого и неэффективно. Затраты в 1 млн долл. на защиту среды обитания и управление территорией могут в конечном счете сохранить в течение длительного времени больше видов, чем использование той же суммы на усилия по сохранению только одного важного вида. Идея сохранения экосистем часто опирается на сильный экономический аргумент для ее реализации.

Анализ пробелов. Одним из способов определения эффективности программ сохранения экосистемы и сообщества – это сравнить предусмотренные в них приоритеты биоразнообразия с другими существующими и предлагаемыми охраняемыми территориями. [Scott, Csuti, 1996; Olson, Dinerstein, 1998]. Это сравнение позволит обнаружить пробелы в сохраняемом биоразнообразии, которые требуют заполнения новыми охраняемыми территориями. На международном уровне анализ пробелов помогает выделить репрезентативные территории для всех семи наземных биogeографических областей и 193 биологических провинций (регионов, в которых сконцентрированы эндемики).

Географические информационные системы (ГИС) представляют новейшие достижения для технологии анализа пробелов. В них используются компьютеры, позволяющие интегрировать богатейшие данные о характеристиках окружающей среды с информацией о распространении видов [Wright et al., 1994; Kremen et al., 1999].

Анализ с использованием ГИС дает возможность выявить опасные зоны, которые следует включить в национальные парки или территории, которые не следует затрагивать проектами развития. В основе подхода с использованием ГИС лежат хранение, демонстрация и манипулирование картографическими данными о типах растительности, о климате, топографии, геологии, гидрологии, а также о составе почв, поселений человека,

распространении видов и использовании природных ресурсов (рис. 4.1). Этот подход позволяет выявить корреляции между биотическим, абиотическими и социоэкономическими элементами ландшафта, помогает планировать парки с максимальным разнообразием биологических сообществ и даже обнаружить потенциальные места для поиска и охраны редких видов. Данные аэро- и космической фотосъемки служат дополнительным источником данных для анализа с использованием ГИС. В частности ряд фотографий местности, сделанных через промежутки времени, позволяют обнаружить процесс разрушения среды обитания и принять срочные меры.

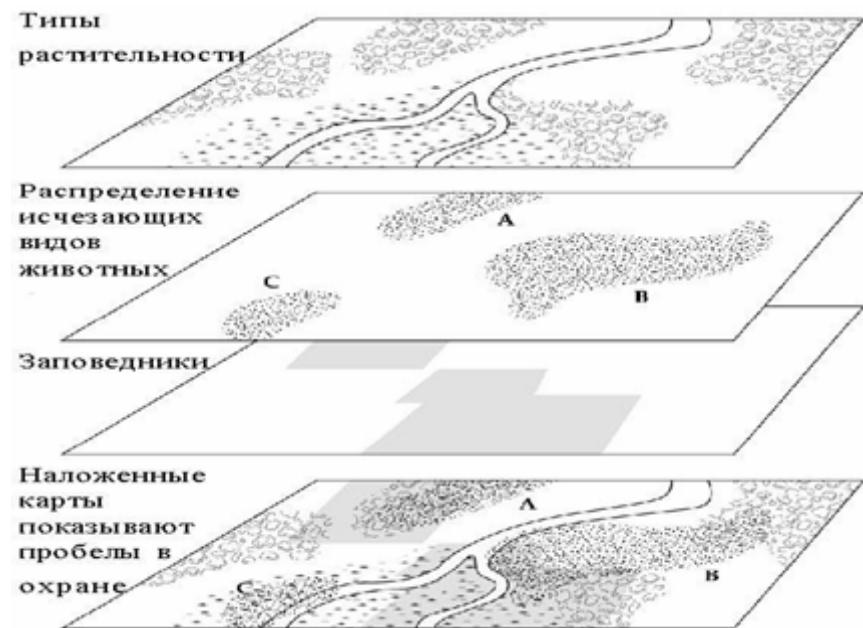


Рис. 4.1. Географические информационные системы (ГИС) предоставляют метод объединения широкого набора данных для анализа и демонстрации на картах. В настоящем примере области с растительностью различного типа, расселением животных и защищенные территории, требующие дополнительной защиты. Распределение видов (A) находится преимущественно в заповеднике, вид (B) находится под охраной только на ограниченной территории, а вид (C) обнаружен целиком вне зоны

Некоторые организмы могут служить индикаторами состояния биологического разнообразия в тех случаях, когда данные о всем сообществе недоступны. Разнообразие растений и птиц, например, хотя и не всегда, но является хорошим показателем разнообразия сообщества [Ricketts et al., 1999]. Существует подход, при котором хорошо известные индикаторные группы птиц, млекопитающих, растений и бабочек используются для выделения вспомогательных областей, которые выбираются, чтобы охватить охраной наибольшее число видов [Balmford, Gaston, 1999]. При таком подходе новые районы выбираются исходя не только из их собственных характеристик, а из того, насколько присутствующие там виды дополняют биологические сообщества уже находящиеся под защитой.

Территории с сохранившейся дикой природой. Большие части суши, в минимальной степени затронутые деятельностью человека, с минимальной плотностью населения, и которые, вероятно, не будут развиваться в недалеком будущем, остаются единственными местами на Земле, где в диком состоянии могут выжить крупные млекопитающие. Эти дикие местности, подверженные минимальному влиянию человека, могут потенциально оставаться контрольными территориями, по которым можно судить о том, как развиваются естественные сообщества при минимальном воздействии человека. В США сторонники Проекта по дикой природе (Wildlands Project) защищают идею сохранения целых экосистем для сохранения жизнеспособных популяций крупных хищников: медведей-гризли, волков и крупных кошек [Noss, Cooperrider, 1994]. В тропиках трем территориям с сохранившейся дикой природой присвоен высший природоохраный статус [Bryant et al., 1997].

4.4. Международные соглашения

На международном уровне конвенции по среде обитания, уделяя особое внимание тем особенностям экосистем, которые нуждаются в защите, дополняют конвенции по сохранению видов, например КИТЕС. Внутри таких местообитаний под охрану может попасть множество отдельных видов. Наиболее важными из них являются три конвенции: Конвенция по водно-болотным угодьям, имеющим международное значение, как особенно важная среда обитания водоплавающих (the Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat), известная также как

Рамсарская Конвенция по водно-болотным угодьям (the Ramsar Convention on Wetlands), Конвенция, защищающая мировые памятники культуры и природы (the World Heritage Convention), и Программа ЮНЕСКО “Человек и Биосфера” (the Biosphere Reserves Program). Страны, подписавшие эти конвенции, добровольно согласились управлять охраняемыми территориями в соответствии с условиями, предусмотренными конвенциями. Эти страны не передают право контроля за своими территориями международному органу, а сохраняют полный контроль над ними.

Рамсарская Конвенция по водно-болотным угодьям была подписана в 1971 году, чтобы остановить разрушение экосистем заболоченных земель, особенно тех, которые играют важную роль в жизненном цикле мигрирующих водоплавающих птиц, и для выяснения экологической, научной, экономической, культурной и восстановительной ценности этих систем [Hails, 1996]. Рамсарская Конвенция касается пресноводных местообитаний, эстуариев, а также морских побережий и распространяется на более 895 территорий с общей площадью 66 млн га. Каждая из 94 подписавшихся стран согласилась сохранять свои заболоченные земли, присвоив статус угодья международного значения по крайней мере одной из территорий такого типа.

Конвенция по защите мировых памятников культуры и природы (the World Heritage Convention) связана с ЮНЕСКО, МСОП и Международным Советом по историческим и природным памятникам [von Droste et al., 1995]. Эта Конвенция по сравнению с другими получила особенно широкую поддержку и ее подписали 109 стран-участников. Конвенция предусматривает защиту природных памятников мирового значения в рамках Всемирной программы их сохранения (World Heritage Site Program). В нее включены национальный парк Серенгети в Танзании, лесная резервация Синхарайа (Шри-Ланка), национальный парк Игуачи (Бразилия), национальный парк Ману (Перу), Квинслендский дождевой лес (Австралия), национальный парк Большой Смоки (США) и национальный парк Комодо (Индонезия).

Программа ЮНЕСКО “Человек и Биосфера-МАБ” (Man and the Biosphere, MAB), начиная с 1971 года создала международную сеть биосферных заповедников. Биосферные заповедники созданы для того, чтобы показать возможность совмещения природоохранных интересов и удовлетворения возрастающих потребностей местного населения, как это было описано в главе 3. Начиная с 1998 года

было создано 337 таких охраняемых территорий в более чем 80 странах с площадью около 220 млн га, в том числе 47 из них находятся в США (рис. 4.2).



Рис. 4.2. Расположение признанных биосферных заповедников (точки). Отсутствие заповедников очевидно в таких биологически важных регионах, как Новая Гвинея, Индийский субконтинент, Южная Африка и Амазония [данные UNESCO, 1996].

В этих трех конвенциях выражен согласованный взгляд на сохранение сред обитания разного типа. Главные усилия направляются на организацию международной сети охраняемых территорий, которая позволит решить проблемы и задачи больших экосистем и биоразнообразия как на региональном, так и на глобальном уровнях. Более ограниченные соглашения защищают уникальные экосистемы и среду обитания в отдельных регионах, включая западное полушарие, антарктическую флору и фауну, южную часть Тихого океана, Африку, дикую флору и фауну и естественную среду обитания в Европе [WRI, 1994]. Другие международные договоры подписаны для предотвращения или ограничения загрязнения, представляющего угрозу окружающей среде на региональном и международном уровнях. Конвенция по транснациональному загрязнению воздуха (the Convention on Long-Range Trans-Boundary Air Pollution) в европейском регионе вскрывает ту роль, которую играет перенос загрязнений воздушными потоками на дальние расстояния, в выпадении кислых

дождей, закислении озер и гибели лесов. Конвенция по защите озонаного слоя (the Convention on the Protection of the Ozone Layer), подписанная в 1985 году, отвечает за постепенное прекращение использования фреона, из-за которого происходит разрушение озонаного слоя и повышение уровня вредного ультрафиолетового излучения. Конвенция ООН по изменению климата от 1992 года разработана для стабилизации и в конечном счете уменьшения выбросов парниковых газов, среди которых важное место занимает диоксид углерода. Конвенция была принята более чем 160 государствами и регулярно пересматривается на ежегодных конференциях.

Загрязнение океана – это еще один интересный ключевой вопрос, поскольку огромные площади международных вод не находятся ни под чьим контролем, а загрязняющие вещества, сброшенные в одном месте, могут широко распространяться в другие регионы. Соглашения о загрязнении океана включают Конвенцию по предотвращению загрязнения океана отходами и другими материалами (the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matters) и Региональные морские соглашения по программе окружающей среды ООН (UNEP). Региональные программы охватывают Северо-Восточную Атлантику, Балтику, Баренцево море и некоторые другие морские территории, особенно в Северной Атлантике.

4.5. Проектирование охраняемых территорий

Размер и расположение охраняемых территорий в мире часто определяется распределением населения, стоимостью земли, политической силой экологически мыслящих граждан (“зеленых”) и историческими факторами. Во многих случаях земли, попадающие под экологическую защиту, не имеют явной коммерческой стоимости, поэтому не используются: удалены, неплодородны, бедны природными ресурсами, не населены, т. е. попросту никому не нужны [Pressey, 1994; Wallis de Vries, 1995]. Небольшие сохраняемые территории типичны для некоторых крупных метрополий. Они куплены или местной администрацией, или экологическими организациями, или подарены состоятельными жителями.

Хотя большинство парков и сохраняемых территорий были организованы и созданы случайно в зависимости от наличия средств и земли, значительная часть экологической литературы указывает на

то, что при планировании охраняемых территорий в первую очередь следует опираться на задачу сохранения биологического разнообразия [рис. 4.3; Pressey et al., 1993; Shafer, 1990, 1997]. Некоторые подсказки в этом направлении можно почерпнуть из островной биогеографической модели Макартура и Вильсона (1967; см. Главу 2).



Рис. 4.3. Принципы проектирования заповедника, предложенные на базе теории островной биогеографии. Представьте себе, что заповедник – это “остров” естественного биологического сообщества, окруженный сушей, которая оказалась не заселенной вследствие человеческой деятельности та-кой, как фермер-ство, скотовод-ство или промы-щенное произво-дство. Практическое применение этих принципов все еще изучается и дебатируется, но в целом проекты, показанные справа,

считываются более предпочтительными по сравнению с левым [no Shafer 1997].

- Биологи используют их для ответа на следующие ключевые вопросы, возникающие при планировании охраняемых территорий:
1. Какой по величине должен быть заповедник для защиты видов?
 2. Что лучше: создать один большой заповедник или много маленьких?
 3. Сколько представителей исчезающих видов надо сохранить в заповеднике, чтобы предотвратить вымирание?
 4. Какова наилучшая форма природного заповедника?

5. Когда создается несколько заповедников, должны ли они располагаться близко друг от друга или на расстоянии, а если они изолированы друг от друга, то должен ли быть коридор, соединяющий их?

Известно, что руководства по проектированию заповедников представляют огромный интерес для правительства, корпораций, частных землевладельцев, которые вынуждены управлять своей собственностью как для коммерческой эксплуатации природных ресурсов, так и с целью сохранения биологического разнообразия. Однако такие руководства не всегда предлагают универсальные решения: специалисты при проектировании заповедников избегают упрощенных, поверхностных общих руководящих указаний, поскольку каждая ситуация по сохранению требует специального рассмотрения [Ehrenfeld, 1989]. Кроме того, необходимо использовать мировой опыт и консультироваться с учеными, занятыми теорией проектирования заповедников, с менеджерами, реально создающими новые природные заповедники [Prendergast et al., 1999]. То есть руководства по проектированию заповедников дают рамочные предложения к планированию наиболее удачной природоохранной территории.

4.6. Размер заповедника

В последнее время среди биологов и специалистов по сохранению природы возникли споры, создавать ли для сохранения видового богатства один большой заповедник с максимальным числом сохраняемых видов или же несколько маленьких с такой же общей площадью. Защитники больших заповедников считают, что только большие заповедники могут содержать достаточное для долговременного сохранения популяции число особей крупных

видов, для которых характерны большие индивидуальные участки и низкие плотности, например крупных хищников (рис. 4.4).

Наиболее решительно настроенные защитники больших заповедников считают, что маленькие заповедники не должны поддерживать- ся, поскольку имеют незначительную ценность из-за их неспособности долговременного поддержания популяций. Другие специалисты по биологии сохранения утверждают, что правильно разместив маленькие заповедники, в них можно включить большее разнообразие,

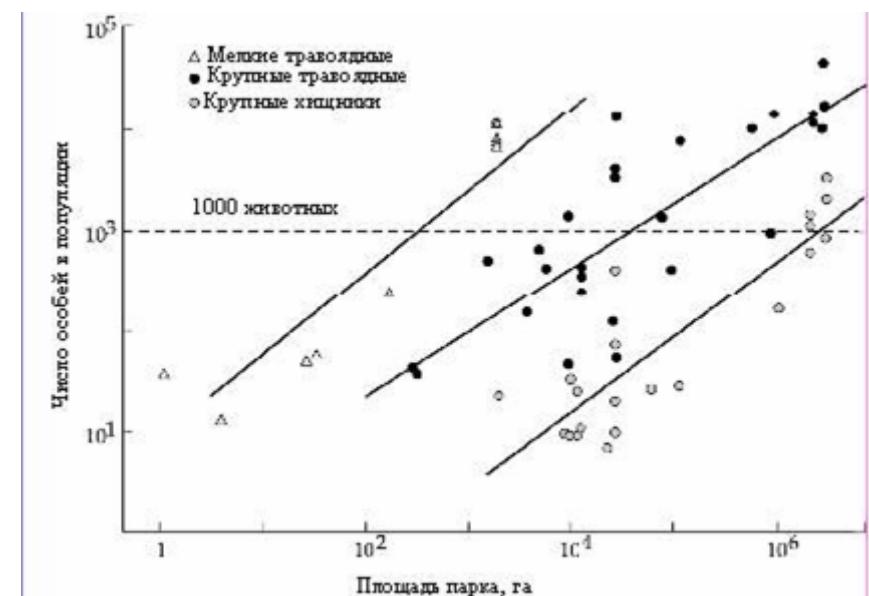


Рис. 4.4. Популяционные исследования показывают, что большие парки и охраняемые территории в Африке содержат большие популяции каждого вида, чем маленькие парки. Только самые большие парки могут содержать долговременные жизнеспособные популяции многих позвоночных видов. Каждый символ представляет популяцию животных. Если величина жизненной популяции вида равна 1000 особей (10³; прерывистая линия), парк размером более 100 (10²) га необходим для защиты небольших травоядных (например, кролики, белки); парки размером более 10 000 (10⁴) га необходимы для защиты больших травоядных (например, зебры, жирафы); а парки размером, по крайней мере, миллион (10⁶) га необходимы для защиты крупных плотоядных (например, львы, гиены) [no Schonewald-Cox, 1983].

Консенсус при выборе размера заповедника видится в выборе оптимальной стратегии, которая учитывала бы выбранные виды, доступность земли и особые обстоятельства. Принято считать, что в больших заповедниках можно надежнее сохранить многие виды по сравнению с маленькими по причине большего допустимого размера популяции и большего разнообразия условий обитания. Однако хорошо организованные маленькие заповедники также представляют ценность в частности для сохранения разнообразия видов растений, беспозвоночных и мелких позвоночных [Lesica, Allendorf, 1992; Schwartz, 1999]. Часто не остается выбора, кроме как решать вопрос сохранения видов с помощью небольших заповедников из-за отсутствия дополнительной земли рядом с заповедниками для решения природоохранных задач. Это, в частности, имеет место в странах с интенсивным сельским хозяйством и многовековой культурой, например, в Европе, Китае и на Яве. Так, в Швеции 1200 небольших природных заповедников средней площадью 350 га каждый, а маленькие заповедники в Нидерландах составляют 30–40% охраняемой территории [McNeely et al., 1994]. Букит Тимах (Bukit Timah) в Сингапуре – пример небольшого изолированного природного заповедника в черте города, который обеспечивает сохранение многочисленных видов. Этот лесной заповедник занимает 50 га, представляет только 0,2% лесов Сингапура и действует с 1860 года, но в нем проживают 74% флоры и 72% видов птиц, 56% рыб [Corlett, Turner, 1996].

4.7. Минимизация краевого эффекта и фрагментации

Все согласны в целом с тем, что парки должны быть спроектированы таким образом, чтобы свести к минимуму вредный краевой эффект. Сохраняемые территории в форме окружности имеют оптимальное соотношение протяженности и площади территории, кроме того, центр такого парка максимально удален от края по сравнению с парками другой формы. Длинные и прямые парки имеют самую большую протяженность границы, и все точки парка находятся вблизи его краев. Воспользовавшись теми же аргументами для парка в виде четырехугольника, можно показать, что проект квадратного парка предпочтительнее парка в виде вытянутого прямоугольника той же площади. Эти идеи используются на практике очень редко, если вообще когда-нибудь используются. Большинство парков имеют неправильную форму,

поскольку приобретение земли обычно дело случая, и не подчиняется желанию создать теоретически правильную форму. По возможности также следует избегать внутренней фрагментации заповедника дорогами, изгородями, сельско-хозяйственными постройками, вырубкой леса и другой человеческой деятельностью, поскольку фрагментация оказывает негативное влияние на сохранение видов и популяций (см. Главу 2).

Существуют стратегии агрегирования небольших природных заповедников и других охраняемых территорий в большие заповедники. Природные заповедники часто являются частью большей управляемой территории, на которой производится контролируемая добыча природных ресурсов, например древесины в лесах, выпас скота, земледелие. Если защита биоразнообразия рассматривается как вторичный приоритет при управлении территорией, тогда в планы управления удается включить большие территории, а чем большие территории вовлекаются в планы по сохранению, тем сильнее уменьшается эффект фрагментации.

Если есть возможность, то в охраняемую территорию должна быть включена экосистема целиком (бассейн реки, озеро, гористая местность), потому что именно экосистема наиболее удобна для управления. Нарушения в незащищенной части экосистемы представляют угрозу здоровью всей экосистемы. Управление всей экосистемой позволяет администрации парка защищать ее более эффективно от деструктивного влияния извне [Peres, Terborgh, 1995].

4.8. Коридоры в среде обитания

Совершенно очевидно, что вдоль известных путей миграции необходимы коридоры. Один из интересных подходов к управлению системой природных заповедников – это объединение изолированных охраняемых территорий в одну большую систему с помощью коридоров, представляющих полоски охраняемых территорий между заповедниками [Simberloff et al., 1992; Rosenberg et al., 1997]. Подобные коридоры, известные так же как коридоры сохранения или коридоры перемещения, могут позволить растениям и животным расселяться с одной территории на другую, способствуя обмену генами и колонизации подходящих территорий [Beier, Noss, 1998]. Коридоры помогают так же охранять животных, которые сезонно мигрируют между отдельными территориями в поисках пищи. Ограничив перемещение, можно заставить их голодать.

4.9. Управление охраняемыми территориями

Если охраняемая территория законно оформлена, то для поддержания биоразнообразия ею надо эффективно управлять.

Народная мудрость, что природа лучше знает, как ей жить, или наличие “природного равновесия” приводит многих к заключению, что для сохранения биоразнообразия тем лучше, чем меньше вмешательство человека. В жизни все не так: во многих случаях человек уже успел все так изменить, что оставшиеся виды и сообщества чтобы выжить нуждаются во вмешательстве человека [Spellerberg, 1994; Halverson, Davis, 1996].

Мир замусорен “бумажными парками”, которые созданы постановлениями правительства, но по сути, эффективно не работают. Эти парки постепенно, а иногда и очень быстро, теряют виды, качество среды обитания в них ухудшается. В некоторых странах местное население без тени сомнения занимается здесь сельским хозяйством, заготовкой леса и добычей полезных ископаемых, поскольку считает, что государственная земля принадлежит всем и каждый может делать, что заблагорассудится, и что никто не будет против. В критических случаях иногда требуется активное вмешательство администрации, чтобы предотвратить разрушение экосистемы. Наиболее эффективное управление парками обычно осуществляется при условии, что администрация пользуется результатами научно-исследовательских программ и имеет средства для реализации планов по управлению территорией. В некоторых странах, особенно в Великобритании, территории, представляющие интерес с точки зрения охраны, такие как леса, луга и разделительные полосы формируются в течение сотен и даже в тысяч лет в процессе человеческой деятельности. Такое состояние среды обитания поддерживает высокое биоразнообразие видов и сложилось как результат традиционной практики землепользования.

Иногда оказывается, что наилучшая форма управления – это невмешательство: управленческая деятельность в подобных ситуациях бывает неэффективной и даже вредной. Активное вмешательство ради увеличения численности крупной дичи, например, оленей, часто сопровождается уничтожением ключевых хищников: волков и пум. Уничтожение хищников может привести к взрыву численности популяции дичи (в том числе – грызунов). И в результате происходит выбивание пастбищ, деградация среды обитания и разрушение сообществ животных и растений. Чрезвычай-

ретивые службы парков, убирающие поваленные деревья и подлесок для улучшения внешнего вида парка, непроизвольно лишают некоторых животных мест и материалов для строительства гнезд и зимовок. В некоторых парках пожары являются частью специфики экологии данного региона. Попытки совершенно исключить палы противоестественны, дорого обходятся администрации и в конечном итоге приводят к огромным неконтролируемым разрушительным пожарам. Такой пожар случился в Йеллоустонском национальном парке в 1988 году.

Многие государственные агентства и экологические организации ясно сформулировали, что защита редких и вымирающих видов является их основной задачей. Этот приоритет позволяет менеджерам настойчиво добиваться реализации своих планов. Например, в национальном пляже полуострова Кейп-Код в Массачусетсе ради защиты гнездовий крачки удалось запретить на этой территории использование внедорожных автомобилей и спортивный лов рыбы (рис. 4.5). Использование администрацией парка политики невмешательства в ход природных процессов привело бы в результате к быстрому разрушению колоний крачки.



Рис. 4.5. Гнездовья крачек в национальном парке Кейп-Код Пляж (the Cape Cod National Seashore) и на доступных пляжах чрезвычайно уязвимы до полного их уничтожения, что неизбежно в очень посещаемых зонах отдыха. Требуется определенная организация территории с целью уменьшения воздействия человеческой деятельности на птиц (фото Давида С. Твичелла, Manomet Bird Observatory).

Важной составляющей управления парка является организация программ мониторинга для ключевых показателей биоразнообразия. Это уровень воды в прудах, число особей редких и исчезающих видов, плотность травяного покрова, кустарников и деревьев, а также сроки появления и ухода из парка мигрирующих животных. Характер собираемой информации зависит от целей управления

парком. Мониторинг позволяет руководителям парка не только определить состояние здоровья парка, но и выявить на практике, какие методы работают, а какие нет. С надежной информацией в руках руководитель в состоянии управлять парком, имея высокие шансы на успех.

4.10. Управление средой обитания

Чтобы гарантировать в парке защиту и поддержку всех видов и сред обитания, им надо управлять агрессивно [Richards et al., 1999]. Многие виды занимают специфичные местообитания или адаптированы к определенной естественной сукцессии. Когда территории приобретают природоохраный статус, в наследство достаются столь нарушенные человеком системы, что возможность выживания некоторых видов вызывает сомнение. Для некоторых редких видов необходимы такие естественные процессы, как пожары, лесоповал, выпас копытных. В маленьких парках может отсутствовать полный набор требуемых условий обитания, поэтому соответствующие виды могут исчезнуть. Например, в отдельных парках с преобладанием старых деревьев виды, характерные для ранних стадий сукцессии, представленных травами и кустарниками, могут исчезнуть. Служащие время от времени должны проверять территорию, чтобы активно вмешиваться в сохранение и создание требуемых ниш. Для этого периодически организуют локальные контролируемые пожары на лугах, в кустарниковых зарослях и в лесу, инициируя тем самым сукцессионные процессы, с которыми связаны соответствующие среды обитания. Например, многие уникальные дикорастущие цветы острова Нангакет, находящиеся за пределами побережья Массачусетс, найдены среди живописных вересковых пустошей. Прежде эти пустоши поддерживались за счет выпаса овец, а теперь каждые несколько лет надо устраивать пожары, чтобы предотвратить захват этих пустошей дубовым кустарником, который, создавая густую тень, может уничтожить травянистые цветковые растения (рис. 4.6).

В некоторых природных заповедниках служащие препятствуют зарастанию открытых пространств, организуя выпас скота и покосы. Характер и своевременность принятых мер может также помочь в ликвидации экзотических видов, распространяющихся за счет подавления аборигенных видов [Weiss 1999]. Но в других случаях части охраняемых территорий, напротив, должны тщательно оберегаться от вмешательства человека, чтобы создать условия,

необходимые для видов, населяющих старые, климаксные экосистемы. Например, некоторые виды земляных жуков найдены только в зрелом бореальном лесу, но они исчезли с территорий, на которых производится санитарная рубка [Niemele et al. 1993].



Рис. 4.6. Управление по сохранению (Conservation management) – вмешательство ради оставления одного. Вересковая пустошь на защищенной территории острова Нантакет регулярно поджигается с целью поддержания растительной среды обитания в открытом виде и защиты диких цветковых растений и других редких видов (фото Джеки Соунс, Massachusetts Audubon Soiety).

Ключевые ресурсы. При управлении парками должны быть предприняты попытки сохранения и приумножения жизненно важных ресурсов, от которых зависит жизнь большинства видов (см. Главу 1). Если нельзя было избежать разрушения ключевых ресурсов, то можно попытаться восстановить их. Например, можно построить искусственные водопои, чтобы восполнить недостаток воды. Для увеличения популяций можно в разумных пределах увеличить ключевые ресурсы и численность ключевых видов. Например, если дополнительно подсадить плодовые деревья и создать

искусственные водопои, то можно поддерживать виды позвоночных на меньших охраняемых территориях, но с большей плотностью и в больших количествах, чем планировалось на данной территории с учетом плотности проживания видов в нетронутой человеком среде обитания. Другим примером может служить установка дуплянок для гнездования птиц в тех случаях, когда в лесу мало сухих дуплистых деревьев. Таким же путем может быть восстановлена популяция редких видов, без подобного участия человека популяция небольшого размера в обычных условиях должна была бы исчезнуть. В каждом конкретном случае должен быть найден баланс между невмешательством человека и его управляющей деятельностью, направленной на создание полудиких территорий, в которых растения и животные все же зависят от человека.

4.11. Управление парками и люди

Организация по образованию, науке и культуре при ООН (UNESCO) была самой первой, которая разработала программу “Человек и Биосфера” (МАВ). Эта программа выделила сотни биосферных заповедников по всему миру, чтобы в каждом из них объединить человеческую деятельность, научные исследования и охрану окружающей среды, а также туризм [Batisse, 1997]. Концепция биосферного заповедника включает: центральную область, в которой биологические сообщества и экосистемы строго защищены; окружающую ее буферную зону, в которой среда нарушена и осуществляется контролируемая традиционная человеческая деятельность типа заготовки сена сбора лекарственных растений, заготовки дров в небольших количествах, и проводятся неразрушающие научные исследования. Буферную зону окружает переходная зона, в которой допускается некоторая поддерживающая человеческая деятельность, мелкое фермерство, использование природных ресурсов, выборочная рубка деревьев и проведение научных экспериментов. Такая генеральная стратегия окружения центральной защищаемой области буферной переходной областями имеет несколько положительных моментов: во-первых, подобный подход может стимулировать местное население к поддержанию целей защиты территории; во-вторых, некоторые созданные людьми полезные особенности местности могут быть сохранены: в-третьих, буферные зоны облегчают расселение животных и обмен генами между хорошо защищенной центральной областью, переходными зонами, в которых присутствует

человеческая деятельность, и внешними неохраняемыми территориями.

Для того чтобы управление парком было эффективным, надо иметь достаточное количество хорошо обученного и экипированного персонала с хорошей мотивацией, стремящегося проводить в жизнь политику сохранения. Во многих частях мира, особенно в развивающихся странах, охраняемые территории недоукомплектованы персоналом, техникой, транспортом для патрулирования удаленных уголков [Peres, Terborgh, 1995].

4.12. Прилегающие неохраняемые территории

В соответствии с наиболее оптимистическими прогнозами более 90% земли в мире остается вне охраняемых областей. Поскольку большая часть земли в большинстве стран никогда не будет охраняться, многочисленные редкие виды неизбежно окажутся вне защищенных территорий. В США более трети видов, внесенных в Акт США по исчезающим видам (U.S. Endangered Species Act), обнаружены исключительно на частных территориях, а более половины находятся здесь большей частью. В наше время, очевидно, ключом к долгосрочному решению задачи выживания многих видов на частных территориях является стратегия сохранения, при которой частные землепользователи обучаются и стимулируются охранять редкие виды и даже имеют некоторую компенсацию затрат. Правительственные программы по исчезающим видам во многих странах информируют строителей дорог и строительных подрядчиков на местности о редких видах и помогают им видоизменять планы, чтобы избежать отрицательного влияния строительства на местность. Местные виды часто могут продолжать проживать на незащищенных территориях, если эти территории не используются с нанесением ущерба экосистеме. Секретные зоны, окружающие военные государственные объекты, представляют наиболее дикие территории в мире. В США замечательным примером естественной среды обитания являются запрещенные военные зоны, такие, как: Форт Брэгг (Fort Bragg) в Северной Каролине; ядерный полигон в местечке Саванна Ривер (the Savannah River) в Южной Каролине; бассейны рек, питающие столичные водохранилища, например водохранилище Квобин (the Quabbin Reservoir) в Массачусетсе. Хотя дамбы, водохранилища, каналы, работа драг, портовые сооружения и их использование, освоение побережий разрушают и портят водные сообщества,

некоторые виды могут адаптироваться к изменявшим условиям, особенно если вода остается чистой. В эстуариях и морях, сохраняемых для коммерческих видов рыб, обитает много и естественных видов, поскольку коммерческие виды, так же как и некоммерческие, требуют сохранения физической и химической чистоты окружающей среды.

На других территориях, не защищенных законодательно, биологическое разнообразие может сохраниться благодаря низкой плотности местного населения и, соответственно, низкой степени использования природных ресурсов. Пограничные области, такие как демилитаризованная зона между Северной и Южной Кореей, часто демонстрируют настоящую дикую природу, поскольку они не населены и не используются. Горные области из-за недоступности тоже зачастую остаются вне использования. Эти области, наряду с бассейнами рек, охраняются правительством, поскольку от них зависит наличие запаса воды и защита от наводнений. В то же время они являются прибежищем естественных сообществ. И наоборот, сообщества пустынь могут иметь меньший риск по сравнению с другими неохраняемыми сообществами, поскольку удалены от мест плотного поселения и активной человеческой деятельности.

Большие участки земли, находящиеся в государственной собственности, предназначены для многоцелевого использования. В прошлом такое использование включало заготовку древесины, горную разработку, выпас скота и управление дикой природой, а также отдых. Все чаще земли многоцелевого применения управляются и с учетом сохранения видов, биологических сообществ и экосистем [рис. 4.7; Noss, Cooperider, 1994; Szaro, Johnston, 1996; Hunter, 1999; Donahue, 1999].



*Рис. 4.7. Леса длиннохвойной южной сосны на юго-востоке Соединенных Штатов, включая районы Южной Каролины и Джорджии традиционно обслуживаются Службой Леса США по линии деревообрабатывающей промышленности, а теперь эта служба занимается охраной исчезающего вида краснококардового дятла (*Picoides borealis*) путем защиты старых деревьев, которые используются птицами при размножении.* (A) В районах с интенсивной вырубкой отсутствуют старые деревья с дуплами, необходимыми дятлам для гнездования. В организованных лесах делаются искусственные дупла путем высверливания деревьев. (B) Молодой дятел покидает гнездо для своего первого полета (фотографии © Деррик Хамрик).

Многие землевладельцы по всему миру расширяют цели землепользования, ставя среди них и сохранение здоровых экосистем. Развитие концепции управления экосистемами дается Грумбиным [Grumbine, 1994]: “Управление экосистемой объединяет научное знание экологических взаимосвязей в комплексе с

социополитическими и стоимостными аспектами ради достижения единой цели защиты целостности естественной экосистемы в течение продолжительного времени”. От управляющих ресурсами требуют все большего производства сырья (например, увеличения объемов добываемой древесины) или интенсификации сферы обслуживания (например, увеличения числа посетителей в парках) вместо того, чтобы шире взглянуть на перспективу, включающую сохранение биологического разнообразия и защиту естественных процессов в экосистемах [Yaffee, 1999; Poiani et al., 2000]. По сравнению с государственными организациями, частные экологические, коммерческие организации и землевладельцы работают более независимо друг от друга, в то время как управление экосистемами предусматривает сотрудничество между всеми ними для решения общих задач. Например, в больших прибрежных лесных массивах управление экосистемой должно объединить всех владельцев и пользователей ресурсами от вершин холмов до береговой линии, включая лесников, фермеров, специалистов по биологии сохранения, коммерческие группы, жителей города и рыболовную промышленность (рис. 4.8).



Рис. 4.8. Управление экосистемой состоит в объединении всех владельцев земель, влияющих на принятие решения в большой

экосистеме и получающих от нее выгоду. В таком случае бассейн реки должен управляться с учетом решения широкого круга задач, многие из которых влияют друг на друга [по Miller, 1996].

4.13. Экология восстановления

Хорошую возможность специалистам по биологии сохранения дает участие в восстановлении поврежденных и деградировавших экосистем [Daily, 1995]. Восстановление поврежденных экосистем имеет высокий потенциал для увеличения и улучшения существующих систем на охраняемых территориях. Экологическое восстановления определяется как “процесс целенаправленного изменения местности для создания конкретной, естественной исторической экосистемы. Цель этого процесса состоит в восстановлении структуры, функции, разнообразия и динамики специфичной экосистемы” [Society for Ecological Restoration, 1991]. Экология восстановления основывается на научном исследовании, которое дает методы, позволяющие осуществить подобное восстановление. Экология восстановления на заре возникновения использовала технологии восстановления функций экосистемы, имеющих коммерческую ценность: воспроизведение болот для предотвращения наводнений, восстановление горных разработок для предотвращения эрозии почвы, управление землепользованием для гарантированного производства трав, ведение лесного хозяйства для получения древесины и сохранения красоты местности. Однако эти технологии воспроизводят иногда только упрощенные сообщества или сообщества, которые не могут сами воспроизводиться. С появлением биологического разнообразия, представляющего важный общественный интерес, восстановление видов и целых сообществ включается как основная цель в планы по восстановлению. Во многих случаях от представителя бизнеса по закону требуют восстановление среды обитания, которую он нарушил.

В некоторых случаях человеком создаются совершенно новые объекты окружающей среды, такие как водохранилища, каналы, мусорные свалки, промзоны. Если этими объектами пренебречь, то они часто начинают доминировать своими экзотическими и сорными видами, что в конечном счете приводит к биологическому сообществу, которое непродуктивно, нетипично для окружающей местности и не имеет ценности с точки зрения перспективности сохранения и эстетически не привлекательно. Если эти объекты

правильно подготовлены и в них реинтродуцированы исходные виды, тогда аспекты первоначального естественного сообщества могут быть успешно восстановлены. Новые территории среды обитания часто создаются преднамеренно для организации восстановительного процесса и замены поврежденной или разрушенной среды обитания. Цель подобных и всяких других восстановительных усилий – создать среду обитания, которая была бы похожа на имеющиеся эталонные территории в смысле функционирования экосистемы и ее видового состава. Этalonные территории определяют точные цели восстановления, по ним устанавливают и количественные критерии успеха проекта [Stephenson, 1999; Kloor, 2000].

Экология восстановления предоставляет теорию и технику проведения работ с поврежденными экосистемами различных типов. Имеется четыре основных подхода при восстановлении биологических сообществ и экосистем [рис. 4.9; Bradshaw, 1990; Cairns, Heckman, 1996].

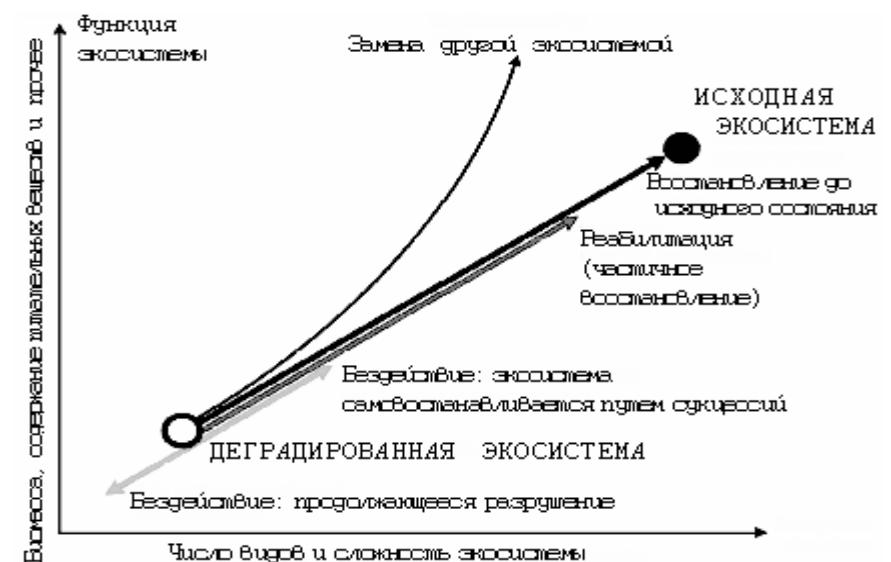


Рис. 4.9. Деградированные экосистемы потеряли свою структуру (в отношении видов и их взаимодействия с физическим и биологическим окружением) и их функции (накопление биомассы и

почвы, воды и процессов питания). Необходимо принять решение или восстанавливать, или реабилитировать, или заменять деградированную экологию, или не предпринимать никаких действий [по Bradshaw, 1990].

1. Никаких действий по причине слишком высокой стоимости восстановления или отрицательных результатов восстановления в предыдущих попытках или на базе опыта, согласно которому экосистема должна восстановиться сама. Последний случай типичен для старых полей на востоке Северной Америки, когда поля снова зарастают лесами через несколько десятилетий после их сведения.

2. Замена одной деградированной экосистемы другой более продуктивной. Например, можно заменить сильно пострадавший лесной массив продуктивным пастбищем. Такая замена по крайней мере, организует биологическое сообщество на территории и восстанавливает некоторые функции экосистемы, такие, как сохранение почвы и предотвращение наводнений.

3. Реабилитация, по крайней мере некоторых функций экосистемы и некоторых прежних доминирующих видов. Например, можно заменить лес плантацией деревьев.

4. Восстановление территории до первоначального уровня – видового состава и структуры – путем активной программы реинтродукции и, в частности, путем высаживания и засеваания растениями исходных видов. Следует выявить и уменьшить действие факторов, приведших к деградации. Необходимо восстановить экологические процессы для оздоровления системы.

Экология восстановления ценна для экологии как науки тем, что дает тест для проверки нашего понимания биологических сообществ, заставляя нас собирать эти самые сообщества из составляющих. Как высказался Брэдшоу [Bradshaw, 1990], “Эколог, работающий в над восстановлением экосистемы, делает созидательную работу и может точно так же, как инженеры проверить свои теории при конструировании самолетов, которые должны летать, мостов, которые не должны разрушаться, а также и экосистем, которые должны процветать”. В этом смысле экология восстановления может рассматриваться как экспериментальная методология, дополняющая существующие программы исследований неповрежденных систем. Восстановительная экология предоставляет возможность полной реорганизации сообществ различными способами, чтобы посмотреть насколько

хорошо они после этого функционируют и проверить затем эти идеи в большем масштабе.

Водно-болотные угодья. Большая часть работ была проделана при восстановлении водно-болотных систем, включающих топи, ручейки, небольшие пруды и реки [Zedler, 1996; Karr, Chu, 1998]. Болота часто засыпаются или осушаются, несмотря на ту важную роль, которую они играют в сдерживании наводнений, поддержании качества воды и сохранении биологических сообществ. Это их значение многим неизвестно, или недооценивается. Более половины прежних болот в США уже осушены, а в таких сильно заселенных штатах, как Калифорния, более 90% болот утеряны. Согласно политике правительства США, проводимой под лозунгом “не потеряем болота”, проекты, в соответствии с которыми производится засыпка и осушение болот, должны включать их восстановление или создание новых для компенсации потерь. Цель всех этих усилий лежит в воссоздании первоначальной гидрологии местности с последующим засаживанием местными видами растений. На практике болота, в том что касается гидрологических показателей и биологического сообщества, не удается восстановить до уровня эталонных территорий. Очень трудно получить точное соответствие всех нюансов видового состава, водяных потоков, структуры почв, а также исторически сложившихся особенностей. Однако восстановленные болота содержат определенный набор присущих им видов растений, они обычно обладают некоторыми полезными качествами этих экосистем, например, сдерживают наводнения и загрязнения, а также имеют большую ценность как местообитания для диких животных. Дальнейшее изучение и исследование методов восстановления, вероятно, приведет к дальнейшему улучшению методов реставрации болот.

4.14. Городские территории

Особенно заметны предпринимаемые усилия по восстановлению во многих урбанизированных местностях. Они уменьшают интенсивность воздействия человеческой деятельности на экосистемы, а также повышают качество жизни городских жителей. Местные группы городских жителей часто помогают городским организациям и экологическим группам в восстановлении деградировавших городских территорий. Непривлекательные железобетонные дренажные каналы превращают в живописно извижающиеся ручейки, окаймленные большими камнями и

засаженные местными видами болотных растений. Неиспользуемые или брошенные земли можно заново засадить местным кустарником, деревьями и дикорастущими цветами. Гравийные карьеры можно засыпать почвой и превратить их в пруды. Эти совместные усилия обладают и дополнительной ценностью, состоящей в том, что они воспитывают гордость за свою родину, создают дух коллективизма и повышают стоимость местной собственности.

4.15. Сохранение природы и устойчивое развитие

Как мы уже видели, усилия по сохранению биоразнообразия иногда вступают в конфликт с человеческими потребностями, как реальными, так и вымышленными (рис. 4.10). Все больше биологов сохранения сознают необходимость устойчивого развития, подразумевающего

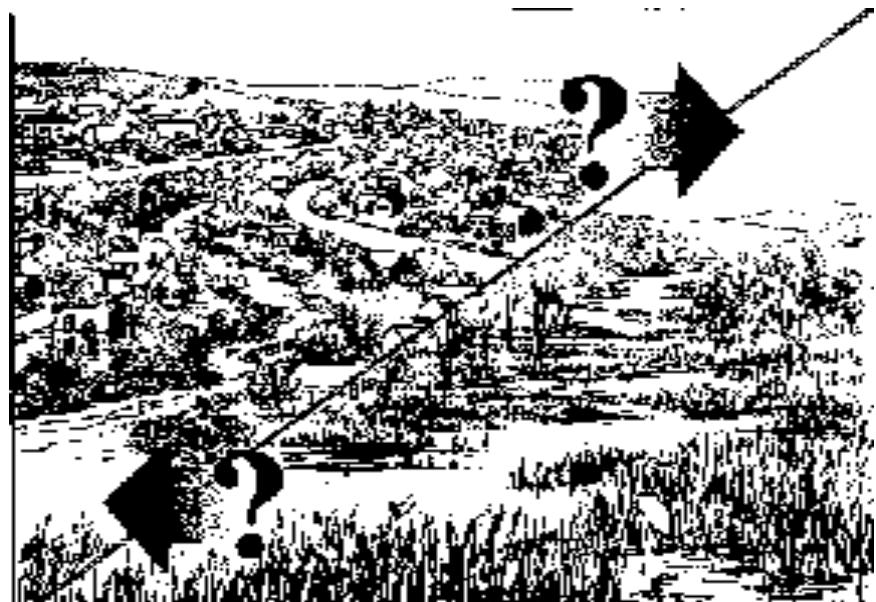


Рис. 4.10. Устойчивое развитие ориентировано на разрешение конфликта между необходимостью одновременно удовлетворять человеческие потребности и сохранять природную среду [из Gersh, Pickert, 1991]; рис. Тамары Сайр).

экономическое развитие, которое удовлетворяет настоящим и будущим человеческим потребностям в области ресурсов и трудоустройства, но при условии минимизации воздействия на биологическое разнообразие [Lubchenco et al., 1991].

Концепцию устойчивого развития можно использовать различными способами. Как указывалось некоторыми экологическими экономистами, устойчивое развитие касается улучшения организации и не обязательно связано с увеличением потребления ресурсов, и это четко отличается от роста, обозначающего увеличение материального потребления, связанного с потреблением ресурсов. Устойчивое развитие представляет очень полезную концепцию в биологии сохранения, поскольку она ориентирует на улучшение структуры текущего развития и ограничивает рост. В соответствии с таким определением инвестирование в инфраструктуру национального парка повышает качество защиты биоразнообразия и предоставляет местному населению новые дополнительные возможности получения доходов. Это пример устойчивого развития, при котором уменьшается вырубка леса и вылов рыбы.

К сожалению, такая концепция часто не работает: многие большие корпорации и политические организации, которые финансируются этими корпорациями, злоупотребляют концепцией устойчивого развития, используя ее для оправдания продолжения своей индустриальной деятельности. Например, план по организации огромного горнодобывающего комплекса в середине лесного массива не может справедливо называться "устойчивым развитием" просто потому, что в качестве компенсации под охраняемую территорию выделяется лишь небольшой процент местности. И наоборот, некоторые чемпионы по сохранению природы занимают противоположную экстремальную позицию, провозглашая, что устойчивое развитие означает, что обширные территории по всему миру будут избавлены от всякого развития и останутся или вернутся в дикое состояние. При возникновении таких противоречий информированные ученые и граждане должны тщательно изучить все проблемы, определить какие группы защищают какие позиции и почему, а затем принять осторожные решения, которые в наилучшей степени отвечали бы противоречивым потребностям человеческого общества и защищали бы биоразнообразие. Подобные противоречия нуждаются в компромиссе.

Во многих случаях компромиссы формируют основу государственной политики и законы, и конфликты разрешаются в государственных организациях и судах.

4.16. Национальные законодательства

Большей частью в современном мире национальные правительства играют лидирующую роль в деятельности по сохранению природы. Организация национальных парков является общей стратегией по сохранению. Во многих странах национальные парки являются единственными большими охраняемыми территориями. Например, национальные парки в Коста-Рике занимают 700 000 га, или почти 14% общей площади страны [WRI, 1998]. Вне парков происходит быстрое уничтожение лесов, и поэтому вскоре, возможно, только парки будут представлять незатронутые территории страны. С 1998 года система национальных парков США насчитывает 379 территорий, покрывающих 35 млн га [U.S. National Park Service, 2000 a,b].

Национальное законодательство, проводимое через правительственные организации, является основным инструментом развития национальных стандартов по загрязнению окружающей среды. Законы, регламентирующие выбросы в атмосферу, обработку нечистот и захоронение отходов, разработку болот, вводятся в действие для защиты здоровья человека и собственности, а также природных ресурсов, таких как питьевая вода, леса, коммерческий и спортивный лов рыбы. Эффективность, с которой используются эти законы, определяет способность нации защитить здоровье своих граждан и сохранность природных ресурсов. И в то же время эти законы защищают биологические сообщества, которые иначе бы погибли в результате загрязнения. Загрязнение воздуха обостряет респираторные заболевания человека, а также наносит вред коммерческим лесам и природным биологическим сообществам. А загрязнение питьевой воды приводит к вымиранию сухопутных и водных видов.

Национальные правительства могут также оказывать существенное влияние на защиту биоразнообразия посредством контроля границ, портов и торговли. Для защиты лесов и регулирования их использования правительство может запретить вырубку леса, как это было сделано в Таиланде после разрушительного наводнения, или ограничить вывоз бревен, как это было сделано в

Индонезии, или штрафовать деревообрабатывающие компании за повреждения окружающей среды. Для прекращения использования редких видов правительство может ограничить права на обладание ими, а также контролировать весь импорт и экспорт видов. Например, экспорт толстых костей черепа редкого вида птиценоносорога (*Buceros rhinoceros*) – ценного сырья для вырезания по кости строго контролируется правительством Малайзии.

И наконец, национальные правительства могут сами определять исчезающие виды на своих территориях и предпринимать меры для их сохранения, такие как: приобретение в государственную собственность территорий с соответствующими средами обитания, контроль за использованием видов, развитие исследовательских программ и программ по восстановлению. В США часто используется Акт по исчезающим видам (the Endangered Species Act). В европейских странах сохранение биоразнообразия реализуется посредством применения соответствующих международных договоров, таких как Конвенция по Международной торговле исчезающими видами (the Convention on International Trade in Endangered Species) и Рамсарская Конвенция по болотам (the Ramsar Wetlands Convention).

4.17. Планы на будущее

Люди на всех уровнях человеческого общества должны сознавать, что в обстановке продолжающейся потери видов и биологических сообществ в мире в их собственных интересах надо работать по сохранению окружающей среды. Если экологи смогут убедить в том, что сохранение биоразнообразия ценнее любого его нарушения, тогда народы и их правительства начнут предпринимать позитивные действия.

4.18. Роль специалистов по биологии сохранения

Биология сохранения живой природы отличается от многих других научных дисциплин тем, что она играет активную роль в сохранении биоразнообразия на всех уровнях: видовом, генетическом, биологических сообществ и экосистем. Представители дисциплин, изучающие разнообразие и делающие свой вклад в биологию сохранения, разделяют общие цели по защите биоразнообразия [Norton, 1991]. Идеи и теории сохранения биоразнообразия все больше становятся предметом политических споров, разговоров по попкультуре, общественных дискуссий, и, кроме

того, сохранение биоразнообразия является конечной целью новых правительственные программ по сохранению. Цель специалистов в области биологии сохранения не только в том, чтобы создать новые знания, а использовать их для защиты биоразнообразия [Ehrenfeld, 2000].

В случае кризиса биоразнообразия биологам отведено несколько активных ролей. Во-первых, они должны действовать более энергично не только в области образования на уровне общественного обсуждения проблем, но и в школьных классах. Биологи сохранения должны дать знания возможно более широкому кругу людей по проблемам, возникающим вследствие потери биологического разнообразия [Collett, Karakashian, 1996]. Мерлин Таттл (Merlin Tuttle) и Международная организация по сохранению летучих мышей (Bat Conservation International) показали, как могут быть изменены общественные взгляды. Когда правительство города Остин (Austin), Техас, стало планировать уничтожение сотен тысяч мексиканских хвостатых летучих мышей (*Tadarida brasiliensis*), которые жили под городским мостом, Таттл со своими коллегами провели успешную рекламную компанию и убедили людей, что за летучими мышами очень интересно наблюдать, что они имеют очень важное значение в контроле за популяциями вредных насекомых на большой территории. Ситуация изменилась настолько, что теперь правительство защищает летучих мышей, как городскую достопримечательность, а жители и туристы собираются каждый вечер, чтобы наблюдать за их вылетом (рис. 4.11).
Во-вторых, биологи должны стать *политически активными*. Вовлечение в политический процесс позволит им влиять на политику правительства и разрабатывать законы, которые будут защищать виды и экосистемы [Brown, 2000].
В-третьих, биологи сохранения должны быть организаторами своей науки. Вызывая интерес к биологии сохранения среди своих коллег, они смогут расширить круг обученных профессиональных защитников, участвующих в борьбе с разрушением природных ресурсов.
В-четвертых, биологи сохранения должны быть хорошими агитаторами и убеждать широкий круг людей поддерживать усилия по сохранению. На локальном уровне программы по сохранению должны создаваться и представляться таким образом, чтобы вызвать



Рис . 4.11. Горожане и туристы собрались вечером, чтобы наблюдать за вылетом летучих мышей из-под моста в городе Остин в Техасе (фото Мерлина Таттла, Международное общество охраны летучих мышей).

желание местного населения поддерживать их. Местному населению надо показать, что защита окружающей среды не только сохраняет виды и биологические сообщества, но и долговременно улучшает здоровье семей и способствует улучшению их экономического положения.

И наконец, что наиболее важно, биологи сохранения должны стать эффективными руководителями и практиками своих проектов. У них должно быть постоянное желание передвигаться по суше и воде, чтобы знать, что происходит в действительности, не бояться грязи, разговаривать и работать с местным населением, стучаться в двери и рисковать. Прогресс наступит, когда биологи захотят воплотить свои идеи на практике, работать с руководителями парков, планировщиками, политиками и местным населением. Только с использованием правильных моделей, новых теорий, передовых подходов, практических примеров можно достичь успеха в научной дисциплине. Только при нахождении баланса биологи сохранения

при работе с возбужденным населением будут в состоянии защитить биоразнообразие в мире в это быстро меняющееся время.

Рекомендуемая литература

1. Agardy, T. S. Marine Protected Areas and Ocean Conservation. R. G. Austin, Texas: Landes Company, 1997.
2. Bennett, A. F. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Gland, Switzerland: IUCN, 1999.
3. Brown, K. Transforming a discipline: A new breed of scientist-advocate emerges // Science. 2000. V. 287. P. 1192–1193.
4. Collett, J. and S. Karakashian (eds.). Greening the College Curriculum: A Guide to Environmental Teaching in the Liberal Arts. Washington, DC: Island Press, 1996.
5. Gilbert, O. L. and P. Anderson. Habitat Creation and Repair. Oxford: Oxford University Press, 1998.
6. Heywood, V. H. (eds.). Global Diversity Assessment. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
7. Karr, J. R. and E. W. Chu. Restoring Life in Running Waters. Washington, DC: Island Press, 1998.
8. Restoration Ecology and Ecological Restoration. Check out these journals to see what is really happening in the field. Available from most college and university libraries and from the Society for Ecological Restoration. 1955 W. Grant Road No 150, Tucson, AZ, 85745, USA; or contact the society at www.ser.org.
9. Shafer, C. L. Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1990.
10. Zedler, J. B. Ecological issues in wetland mitigation: An introduction to the forum // Ecological Applications. 1996. V. 6. P. 33–37.

ГЛОССАРИЙ

[Обратно в содержание](#)

Автотрофы. Организмы, синтезирующие органическое вещество, используя CO_2 как основной источник углерода; к автотрофам относятся зеленые растения, способные к фотосинтезу, и некоторые бактерии, способные к хемо- или фотосинтезу.

Агонистическое поведение. Формы поведения, связанные с конфликтами между живыми организмами. Включает агрессию, изоляцию (избегание), подчинение.

Агрессия. Приближение к противнику и нанесение какого-либо вреда, или, по крайней мере, генерация стимулов, побуждающих противника подчиниться (Н. Тинберген). Адресованное другой особи поведение, которое может привести к нанесению повреждений и часто связано с установлением превосходства, получением доступа к определенным объектам или права на какую-то территорию (Р. Хайнд).

Адаптация. Механизмы приспособления биологических систем к изменениям среды, обеспечивающие сохранность и целостность системы.

Альтруизм взаимный (реципрокный). Самопожертвование ради родственного или неродственного индивида, если только последний готов к аналогичной жертве.

Альтруизм родственный. Самопожертвование особи ради близкого родича. Тем самым индивид способствует сохранению в популяции генов, общих для него и для этого родича, повышая совокупную приспособленность.

Альфа-разнообразие (*alpha diversity*). Богатство видами конкретных сообществ. Показатели альфа-разнообразия: видовое богатство – общее число видов в сообществе; и видовая насыщенность – среднее число видов на единицу площади [Whittaker 1960, 1972, 1977].

Анализ пропусков (дыр) (*gap analysis*). Анализ распределения элементов биологического разнообразия для обеспечения долговременного управления через выявление и сохранение чувствительных и репрезентативных его составляющих.

Аффилиация. Взаимное притяжение особей одного вида, группы, семьи друг к другу.

Бета-разнообразие (*beta diversity*). Индекс разнообразия между местообитаниями [Whittaker 1960, 1977], изменчивость альфа-разнообразия при переходе от одного типа сообщества к другому.

Бета-разнообразие оценивается индексами сходства и гетерогенности [Мэгарран, 1992].

Биноминальная система номенклатуры. Система, согласно которой каждый индивидуум имеет двойное название, состоящее из названия рода и названия вида, к которому он принадлежит.

Биогенные элементы. Химические элементы, постоянно входящие в состав организмов и необходимые им для жизнедеятельности. В живых клетках обычно обнаруживаются следы почти всех химических элементов, присутствующих в окружающей среде, однако для жизни необходимы около 20 [Ивлев, 1986]. Важнейшие биогенные элементы – кислород (составляет около 70% массы организмов), углерод (18%), водород (10%), азот, кальций, калий, фосфор, магний, сера, хлор, натрий. Эти так называемые универсальные биогенные элементы присутствуют в клетках всех видов организмов. Некоторые биогенные элементы имеют важное значение только для определенных групп живых существ (например, бор необходим для растений, ванадий для асцидий и т.п.). В.И. Вернадский считал, что все химические элементы, постоянно присутствующие в клетках и тканях организмов, вероятно, играют определенную физиологическую роль. Такие биогенные элементы, как H, C, N, O, P, S, входят в состав органических соединений клетки. другие биогенные элементы играют роль катализаторов в различных реакциях организма, регулируют осмотические процессы, являются составными частями буферных систем и регуляторами проницаемости биологических мембран. Содержание тех или иных элементов в организме зависит не только от его особенностей, но и от состава среды, пищи (в частности, для растений – от концентрации и растворимости солей в почвенной воде), экологических особенностей организма и других факторов.

Биогеохимические провинции. Различия в ходе геологической истории и почвообразовательных процессов в отдельных областях Земли привели к формированию биогеохимических провинций – областей на поверхности Земли, различающихся по содержанию химических элементов. Резкая недостаточность или избыточность содержания каких-либо химических элементов в среде, которая может быть обусловлена деятельностью человека, вызывает в пределах данной биогеохимической провинции биогеохимические эпидемии – заболевания растений, животных и человека.

Биогеохимические циклы. Круговороты биогенов в биосфере на основе обменных процессов между живым и косным веществом, обусловленные жизнедеятельностью организмов.

Биогеоценоз (от био, греч. гео – земля и *koinos* – сообщество). Однородный участок земной поверхности с определенным составом живых (биоценозов) и косных (приземной слой атмосферы, солнечная энергия, почва и др.) компонентов, объединенных обменом вещества и энергии в единый природный комплекс. Термин предложен В.Н. Сукачевым. Совокупность биогеоценозов образует биогеоценотический покров земли, т.е. всю биосферу, а отдельный биогеоценоз представляет собой ее элементарную единицу.

Биокультура. Термин употреблен в смысле: весь важный для современного человека и общества багаж связанных с биологией знаний и ценностей (А. Владианос-Арванитис).

Биологическая эволюция. Процесс накопления изменений в организмах и увеличение их разнообразия во времени.

Биологические системы. Целостные объекты разных уровней сложности (клетки, организмы, биоценозы, экосистемы, биосфера), имеющие закономерную структурно-функциональную организацию, обладающие свойствами самовоспроизведения, адаптации и саморегуляции.

Биологическое разнообразие. Вариабельность живых организмов из всех источников, включая, среди прочего, наземные, морские и иные водные экосистемы и экологические комплексы, частью которых они являются. Это понятие включает в себя разнообразие в рамках вида, между видами и разнообразие экосистем. (Конвенция о биологическом разнообразии от 05.06.92. Статья 2. Использование терминов). В широком смысле этот термин охватывает множество различных параметров и является синонимом понятия “жизнь на Земле”.

Биообразование. Система мер по преодолению биологической неграмотности. Преподавание основ биологии и ее важных для социума приложений, в перспективе необходимое для всего населения в масштабах планеты.

Биополитика. Вся совокупность социально-политических наук о живом, в плане как политической теории, так и практической политики. В более узком понимании – применение подходов, теорий и методов биологических наук в политологии.

Биоразнообразие. Сокращение сочетания слов “биологическое разнообразие”.

Биосенсоры (лат. *sensus* – чувство). Отдельные виды организмов, комплексы организмов, а также приготовленные на основе организмов, их мутантов или выделенных из них ферментных систем или специальных биологических веществ реагенты, чувствительные к конкретным токсикантам или к комплексу токсикантов.

Биосоциальная система. Биосоциальные системы – объединения особей, характеризующиеся афилиацией и кооперацией. Гамма взаимодействий между особями в такой системе может быть описана с позиций “биосоциального архетипа” (Ю.М. Плюснин), включающего отношения по поводу индивидуального существования, воспроизводства, упорядочивания биосоциальной системы и ее консолидации.

Биотехнология. Промышленное использование биологических процессов и агентов на основе получения форм микроорганизмов, культур клеток и тканей растений и животных с заданными свойствами, т.е. применение микробных, животных или растительных клеток или ферментов для производства, расщепления или преобразования материалов.

Биотоп. Участок суши или водоема с однотипными условиями, занятый определенным биоценозом.

Биохорологическое разнообразие. Разнообразие сочетаний организмов тех или иных территориальных выделов, частей биосфера.

Биоценоз. Сообщество разнообразных видов микроорганизмов, растений и животных, заселяющее определенную территорию и устойчиво поддерживающее биогенный круговорот вещества.

Биоцентризм. Установка на абсолютную ценность живого во всех его формах, на этическое восприятие живого, на понимание человека и человечества как части планетарного биоса (жизни).

Биоэтика. Философски прикладная область знания, охватывающая отношение человека к животным, а также проблемы, возникшие недавно в связи с бурным развитием биотехнологии и биомедицинских исследований (А.С. Лукьянов). В глобальном понимании включает принципы отношения ко всему живому и его среде обитания (экологическая этика).

Богатство (*richness*). Число классов элементарных территориальных единиц.

Бюрократия. Организация (или система организаций), построенная на базе принципов единоличного правления и жесткой иерархии, узкой специализации и формализации отношений между членами организаций.

Ветровально-почвенный комплекс. Группа пространственно совмещенных микроместообитаний (валежина, западина, бугор), возникающих при падении крупного дерева, сопровождающегося педотурбацией.

Вид. 1) в общем смысле – таксономическое обозначение различных организмов, которые экологически объединены, а морфологически различаются (в том числе и бесполых); 2) в специфическом смысле – для обозначения репродуктивных изолятов, каждый из которых состоит из популяций фактически или потенциально скрещивающихся организмов.

Видовое богатство. Число видов, отнесенное к определенной площади или объему.

Возрастная парцеля. Участок лесного сообщества, где господствуют особи деревьев одного или близких онтогенетических (возрастных) состояний.

Выдел, пятно (patch). Территориальная единица, выделяемая по классу покрытия (состояния) земной поверхности (класс состояния).

Выравненность (evenness). Мера распределения классов в выборке; равномерность распределения видов по их обилию в сообществе.

Гамма-разнообразие (gamma diversity). Разнообразие видов ландшафтов, образованных больше чем одним типом естественных сообществ с охватом площади обычно от 1 000 до 1 000 000 га и оценивается по общему числу видов на исследуемой территории [Whittaker, 1977].

Генетический груз. Постоянное давление мутаций и миграции генов, а также выплескение биологически менее приспособленных генотипов по сбалансированным полиморфным локусам. Понятие генетического груза ввел Г. Мёллер в 1950 г. в работе “Наш груз мутаций”. Средняя величина генетического груза у человека равна 3–5 летальным эквивалентам.

Генетическое разнообразие. Поддержание генотипических гетерозиготности, полиморфизма и другой генотипической изменчивости, которая вызвана адаптационной необходимостью в природных популяциях, представлено наследуемым разнообразием внутри и между популяциями организмов.

Геном. Совокупность генов, характерных для гаплоидного набора хромосом любого организма. Этот термин впервые был предложен Г. Винклером в 1920 г. Это функциональная единица, своего рода программа, необходимая для нормального развития и воспроизведения организмов в ряду поколений.

Геносистематика. Отрасль систематики, предметом анализа которой являются геномы организмов. Два основных ее раздела используют для изучения геномов разные методы: цитологические (кариосистематика) и молекулярно-биологические, биохимические и разнообразные физико-химические методы (генохемосистематика).

Генотаксономия. Составная часть геносистематики, теория и практика классификации организмов, основанной на результатах изучения их генного материала.

Георазнообразие (geodiversity). Диапазон или разнообразие геологических пород и строения, геоморфологии, почв, геосистем и процессов

Гетерогенность (heterogeneity). Сочетание разнообразных различимых классов. Индикатор: наблюдаемый уровень признака, обладающего большой информацией о состоянии большой совокупности других признаков.

Гетеротрофы. Организмы, использующие экзогенное органическое вещество (животные, грибы, многие бактерии).

Гидробионты. Водные организмы.

График ранг/обилие. Один из способов представления данных по обилию видов. Ось абсцисс – ранг вида (порядковый номер ранжированного по обилию вида). Виды располагаются в упорядоченном ряду данных в порядке возрастания обилий. Ось ординат – обилие вида (число особей). Этот график используют при анализе геометрических рядов.

Гуманистика. Понимается как подход к исследованию восприятия, мышления, поведения живых существ, основанный на допущении о близком сходстве, родстве, сопоставимости этих существ и человека, что позволяет исследователю вопрошать “как вел бы себя я, будь я этим бонобо (котом, муравьем и др.) ?”.

Гэп-мозаика (gap mosaic) – мозаика “окон” возобновления. Мозаика лесного сообщества, сформированная в результате процесса постоянного выпадения из древесного полога одного или небольшого числа крупных деревьев вследствие смерти по естественным причинам.

Дельта-разнообразие (delta diversity). Изменение разнообразия видов между ландшафтами, главным образом по большим климатическим и физико-географическим градиентам [Whittaker, 1977].

Диаспорический субклимакс. Состояние растительного сообщества, в котором оно способно к длительному спонтанному существованию вследствие устойчивого потока поколений в популяциях всех образующих его видов.

Это состояние сходно с состоянием климаксового сообщества, но отличается от него отсутствием части потенциальных ценозообразователей.

Диверсигас. Международная исследовательская программа для изучения биологического разнообразия, утвержденная на 24-й Генеральной ассамблее Международного союза биологических наук (Амстердам, сентябрь 1991 г.).

Диоксин. Название 2,3,7,8-тетрахлорбензопарадиоксина (сокр. 2,3,7,8-ТХДД). Это наиболее токсичное и хорошо изученное соединение, относящееся к классу полихлорированных дibenзодиоксинов – ПХДД (весь класс иногда называют диоксины). Вместе с близкими к ним полихлорированными дibenзофuranами – ПХДФ они содержат более 200 соединений, свойства большинства которых изучены недостаточно. Вместе с диоксином еще 11 ПХДД и ПХДФ относятся к сверхтоксичным и наиболее опасным органическим веществам. Время распада диоксинов в почве 10–20 лет, а в человеческом организме не менее нескольких месяцев. Диоксины хорошо растворяются в жирах и накапливаются в пищевых цепях. Диоксины и другие ПХДД и ПХДФ образуются при производстве, обработке и сжигании любых хлорированных углеводородов, а также при сжигании бытовых и некоторых промышленных отходов, при лесных пожарах в лесах, обработанных хлорсодержащими пестицидами и т.д. Диоксины оказывают на человека канцерогенное воздействие и вызывают врожденные аномалии.

Дифференцирующее разнообразие. Оценка разнообразия между экосистемами.

Доминирование. Количественное преобладание какого-либо вида в сообществе. Преимущественный доступ к ресурсам в биосоциальной системе. Право действовать, не считаясь с поведением других (подчиненных) индивидов.

Единица картографирования (mapping unit). Наименьший объект, измеримый на карте. Его размер определяет требования пользователя и картографическими возможностями точности отображения объекта.

Жизненная форма. Морфологически сходные группы разного систематического положения, приспособленные к одинаковым условиям среды.

Зоогенная мозаичность. Мозаичность растительного сообщества, вызванная трофической и топической деятельностью животных.

Инвентаризационное разнообразие. Оценка разнообразия экосистем разного масштаба как единого целого.

Интегративная биология. Совокупность всех приложений биологии к социальным и гуманитарным наукам. Включает биополитику, биоэтику, биообразование и ряд других областей. Термин отчасти синонимичен слову “биокультура”.

Использование земли (land use). Социально-экономическое описание (функциональное измерение) кластеров (групп) территорий: земли, используемые для жилых, индустриальных или коммерческих целей, для сельского хозяйства или лесоводства, для целей сохранения и т.д.

Классификация (classify). Отнесение объектов или территорий на изображении к спектральным классам на основе подобия их сочетаний.

Классификация растительности доминантная. Основана на выделении видов или групп видов – доминантов основных ярусов. Подразделяется на собственно доминантную, когда сообщества характеризуется по доминантам ярусов и доминантно-эколого-ценотическую, когда сообщество характеризуется как по доминирующем видам (обычно по доминирующей древесной породе в лесном сообществе), так и по доминирующем эколого-ценотической группе видов (обычно в травяном покрове).

Классификация растительности флористическая. Основана на выявлении видов-детерминантов путем сравнения постоянства (встречаемости) видов на площадках [Миркин, Наумова, 1999]. Наименования типов сообществ (сintаксонов) устанавливаются согласно принятому кодексу [Veber et all., 2000]. Перечень номенклатурных типов (опубликованных по правилам кодекса) носит название продромуса (например, [Korotkov et al., 1991]).

Кластеры (Группы) (CLUSTERS). Классификация для статистической оценки состояния и использования территории.

Клиакс. Динамически равновесное состояние сообщества, постоянство видового состава и устойчивое структурное разнообразие элементов которого поддерживается устойчивыми потоками поколений в популяциях всех потенциальных обитателей данной территории.

Коммуникация. Обмен информацией между индивидами (клетками, многоклеточными организмами) и (или) группами. Существенный компонент социального поведения. В человеческом обществе различают вербальную (словесную) и невербальную (жесты, позы, интонации, запахи и др.) коммуникацию.

Компоненты биоразнообразия. Число видов, относительное обилие видов, разнообразие биотопов и др.

Конвергенция. Появление сходных признаков у неродственных животных.

Консументы. Организмы, потребляющие готовое органическое вещества и использующие для своей жизнедеятельности пищу как источник энергии.

Кооперация. Объединение и взаимодействие двух или более особей ради выполнения той или иной задачи.

Координация. Взаимное согласование поведения особей в биосоциальной системе.

Коэволюция. Согласованное, “взаимно пригнанное” развитие частей одного целого, например разных компонентов экосистемы, разных уровней человека, человечества и его биологического окружения и др.

Ксенобиотики (греч. хенох – чуждый и bios – жизнь). Чужеродные для данного организма или экосистемы вещества, вызывающие нарушения биологических процессов, включая заболевание и деградацию или гибель отдельных организмов, групп организмов или экосистем.

Ландсат (LANDSAT). Спутниковая система слежения за состоянием поверхности земли США.

Ландшафт (landscape). Сложное понятие, допускающее различные определения. В общем случае это пространственно обусловленное сочетание различных классов территорий (типов мозаик).

Ландшафтные метрики (landscape metrics). Различные индексы, характеризующие разнообразие состава, распределение, пространственную конфигурацию, фрагментированность и другие свойства ландшафта.

Ландшафтное планирование управления (Land and Resource Management Plan – LRMP). Стратегический мультидисциплинарный, интегрирующий план использования ресурсов, опирающийся на принцип публичности, учета ценности всех ресурсов, соответствия принимаемого решения требованиям устойчивого развития.

Ландшафтный покров (land cover). Связывается с системным описанием земной поверхности. Подразумевает пространственные вариации свойств, отражаемых, в частности, в кластерах (классах состояния). Например, леса, поля, болота и т.п.

Ландшафтный уровень (landscape level). Бассейны, или ряд взаимодействующих бассейнов или других естественных экологических единиц, в пределах больших территорий управления ресурсами.

Лояльное поведение. Неагонистические, “дружественные”, сплачивающие биосоциальную системы взаимодействия между индивидами (группами). Важные формы лояльного поведения – аффилияция и кооперация.

Макроэволюция. Эволюция на уровнях выше видового, когда нет скрещивания особей и обмена генетическим материалом между особями, но четко проявляются тенденции адаптации животных и растений к биотическим и абиотическим факторам окружающей среды.

Местообитание (habitat). Физическая структура, растительность и физиономические свойства территории которой определяют ее пригодность для существования специфических животных и растений. Термин часто употребляется как синоним понятия биотоп.

Микогенная мозаичность. Мозаичность растительного сообщества, вызванная трофической деятельностью древоразрушающих грибов.

Микроорганизмы. Бактерии, простейшие, микроскопические грибы.

Микроэволюция. Эволюция в популяциях под влиянием ненаправленной мутационной изменчивости на подвидовом уровне, когда особи способны скрещиваться и давать плодовитое потомство. Термин “микроэволюция” ввел в науку генетик Ю.А. Филипченко в 1927 г., чтобы разграничить два принципиально важных эволюционных явления: микро- и макроэволюцию.

Мониторинг биологического разнообразия. Система регулярных длительных наблюдений в пространстве и времени, дающая информацию о состоянии биоразнообразия во всех его проявлениях

с целью оценки прошлого, настоящего и прогноза в будущем параметров биоразнообразия, поддерживающих естественный гомеостаз экосистем, а также имеющих значение для жизнедеятельности человека. Основной функцией является контроль за состоянием биоразнообразия на различных уровнях организации биологических систем: на субклеточном (генетические, биохимические и биофизические аспекты), клеточном и тканевом (иммунологические, эмбриологические, гистологические и органные аспекты), организменном (физиологические аспекты), видовом, популяционном и экосистемном (многообразие организмов, популяций, сообществ, ландшафтов) уровнях. Важным компонентом является мониторинг качества атмосферного воздуха, воды, почвы и других компонентов ландшафта; определение основных источников загрязнения; прогнозирование состояния основных компонентов ландшафта, а также региональных и глобальных тенденций развития хозяйственной деятельности.

Нумерическое видовое богатство. Число видов на строго оговоренное число особей или на определенную биомассу.

Омега-разнообразие. Разнообразие биомов на территории эпилон-пространства. Для его анализа используются географические карты разного масштаба и методология их изучения с помощью геоинформационных систем.

Онтогенез. Процесс индивидуального развития особи от рождения до смерти.

Онтогенетический (возрастной) спектр. Распределение особей в популяциях по онтогенетическим состояниям.

Онтогенетическое (возрастное) состояние. Этап развития особи в онтогенезе, структурно и функционально отличающийся от предшествующих и последующих этапов.

Пантезизм. Философское течение, отождествляющее Природу и Бога, наделяющее Природу божественными (сакральными) свойствами (Спиноза, натурфилософия).

Параллелизм. Появление сходных признаков у родственных групп животных.

Пассионарность (лат. *passio* – страсть). Энергетический и инновационный потенциал общества, характерный для наиболее деятельной его части (Л.Н. Гумилев).

Пестициды (лат. *pestis* – зараза и *caedo* – убиваю). Общее наименование всех химических соединений или их сочетаний,

которые используют для защиты культурных растений от вредителей, сорняков и болезней.

Пиксел (pixel). Элемент (далее неделимый) изображения

Пищевая цепь (синоним – трофическая цепь, цепь питания). Последовательность групп организмов (трофических уровней) каждой из которых служит пищей для организмов последующей группы (более высокого трофического уровня). При переходе с одного уровня на другой в экосистеме происходит трансформация и разложение органических веществ и рассеяние (диссипация) энергии.

Поллютанты (англ. *pollution* – загрязнение). Синоним русского слова загрязнители – химические, физические или биологические агенты привнесенные или образовавшиеся в среде, воздействие которых нарушает естественное развитие экосистемных процессов или оказывает вредное воздействие на человека.

Полоса (спектральная) (*band, spectral*). Часть электромагнитного спектра, определенного диапазоном длин волн (например, синий, зеленый, красный, ближний инфракрасный, дальний инфракрасный)

Популяционная стратегия или популяционное поведение. Совокупность биологических свойств, проявляющихся на организменном и популяционном уровне, определяющая способность вида господствовать или занимать подчиненное положение в сообществах в целом или в его структурно-функциональных подразделениях: синузиях, ярусах, микрогрупировках. Представления о популяционных стратегиях основываются на представлениях Л.Г. Раменского (1935) о фитоценотиках и о г- и К-отборе [Пианка, 1981]. Популяционная стратегия отражает фитоценотически значимое поведение вида или его фитоценотические потенции. Она может быть охарактеризована большим набором частных признаков, различающихся у растений разных жизненных форм, и наиболее общими интегральными признаками: конкурентоспособностью, фитоценотической толерантностью и реактивностью.

Популяция (лат. *populus* – народ, население). Совокупность особей одного вида, населяющая определенную территорию и в большей или меньшей степени изолированная от других таких же совокупностей. Как элементарная единица эволюционного процесса, популяция способна длительно существовать во времени и пространстве, самовоспроизводиться и трансформироваться вследствие преимущественного размножения тех или иных групп,

различающихся в генетическом отношении. В случае, когда реальные границы популяции распознать трудно или невозможно, популяцией называют совокупность особей исследуемого вида в рамках пространства, ясно ограниченного границами некоторого природного объекта. Так, совокупность особей вида в границах фитоценоза, принято называть “ценопопуляцией”, а в границах одного экотопа – экотопической популяцией.

Потенциальная флора территории. Список видов региональной флоры, которые по своим экологическим свойствам могут произрастать на рассматриваемой территории.

Потенциальная флора экотопа. Список видов, которые по своим экологическим свойствам соответствуют тем экологическим режимам, которые способен поддерживать соответствующий экотоп.

Потенциальные естественные сообщества (potential natural community).

Сообщество растений, которое возникло бы после снятия хозяйственного воздействия.

Продуценты – организмы, синтезирующие органическое вещество из неорганических компонентов, используя внешние источники энергии (энергию Солнца или – реже – химических реакций окисления неорганических веществ).

Пространственная структура (spatial structure). Систематическое, достаточно постоянное сочетание типов территориальных единиц в географическом пространстве и в определенном отношении друг к другу.

Радионуклиды. Нестабильные, изотопы химических элементов, у которых атомные ядра самопроизвольно распадаются с постоянной скоростью, характерной для каждого изотопа. Например, изотоп цезия – ^{137}Cs имеет период полураспада 30,2 года, изотоп стронция ^{90}Sr – 28,5 лет а у изотопа радона ^{222}Rn период полураспада равен всего 3,8 суток.

Разнообразие (diversity). Размах изменчивости или различий между некоторыми множествами или группами объектов. Число и доля участия различных объектов.

Растер (raster). Один из двух главных типов внутренней организации данных, используемой в геоинформационных системах (ГИС). Растворные системы образуют регулярную сетку по области

интереса и связывают их через пиксели, с одним или большим количеством данных.

Расы или подвиды. Внутривидовые группы, возникающие вследствие сходства и различия между популяциями. Деление на расы – сугубо субъективная процедура, основанная на существовании двух или большего числа групп популяций, различия между которыми достигли такой величины, которая оправдывает формальное признание этого факта.

Редуценты (деструкторы). Организмы, разлагающие мертвое органическое вещество до неорганических составляющих.

Рудеральные растения. Растения, произрастающие на свалках, пустырях, около строений, вдоль дорог.

Саморегуляция. Свойство биологических систем “автоматически” поддерживать на постоянном уровне основные показатели, обеспечивающие их устойчивость; осуществляется на основе обратных связей.

Сетевая структура. Организация, построенная на принципах децентрализованной иерархии и частичного лидерства, широкой специализации членов этой организации и стимулирования личных, неформальных отношений между ними.

Синантропные виды. Растения и животные, образ жизни которых связан с человеком, его жильем или видоизмененным им ландшафтом.

Система. Это комплекс элементов, находящихся во взаимодействии, при этом степень их взаимодействия такова, что делает неправомочным аналитический подход как метод изучения системы. В то же время целое, не может быть описано теми же зависимостями, какими могут быть описаны процессы в элементах системы.

Систематика (таксономия). Наука, занимающаяся изучением множества организмов, их отличительных признаков, их классификацией, основанной на изучении всех и каждой связи между разными организмами.

Совокупная приспособленность. Суммарные шансы индивида передать свои гены потомству, зависящие как от его собственной приспособленности, так и от таковой ближайших родственников, имеющих общие гены с этим индивидом.

Сообщество (community). Группа взаимосвязанных растений и животных.

Сопряженное развитие. Концепция, позволяющая соотнести процессы эволюции биосфера и возможности общества по управлению собственной адаптацией к этим изменениям, развитие по совпадающим множествам фазового состояния, общим точкам развития [Брудный, Лавтарадзе, 1981].

Социальное поведение. Вся совокупность поведенческих взаимодействий индивидов в биосоциальной системе.

Социальные технологии. Разработки по улучшению взаимоотношений между индивидами и группами в социуме, а также по усовершенствованию различных социальных структур.

Социобиология. Систематическое изучение социального поведения у животных и человека на базе данных этологии, экологии, генетики и др. В классическом варианте основана на модернизированной дарвиновской теории эволюции.

СПОТ (SPOT). Спутниковая система слежения за состоянием земной поверхности (Франция).

Средопреобразователи (эдификаторы, ключевые виды). Виды, имеющие наиболее крупные и длительно существующие внутрипопуляционные мозаики, включающие в цикл оборота поколений наибольшую порцию энергии и вещества и производящие наибольшие преобразования в экотопе в результате своей жизнедеятельности.

Стохастические процессы. Случайные процессы с неоднозначным исходом.

Структурное разнообразие. Следствие зональности, стратифицированности, периодичности, пятнистости, наличия пищевых сетей и других способов ранжирования компонентов местообитаний.

Сукцессия. Однонаправленный процесс развития сообществ, вызываемый как внешними, так и внутренними причинами. С популяционных позиций сукцессия – это процесс формирования (первичные и вторичные, демутационные сукцессии) или разрушения (дигрессионные сукцессии) устойчивых потоков поколений в популяциях ценозообразователей.

Типологическое разнообразие. Группировки по тем или иным категориям признаков, не сводимых к родству, например структурным, функциональным, структурно-функциональным, географическим, экологическим, синэкологическим и т.д.

Токсиканты. Вещества, ядовитые для организмов.

Трансект (transect). Воображаемая или реально нанесенная на исследуемую территорию линия, на которой проводят биологические и физические наблюдения.

Трофические цепи. (См. пищевая цепь).

Умвельт. Непосредственное окружение биологического объекта; уникальный мир, который воспринимает и осваивает данное живое существо.

Уровни биоразнообразия. Молекулярный, генетический, клеточный, таксономический, экологический и др.

Устойчивость. Способность биологических систем противостоять воздействиям (внутренним и внешним), сохраняя свою целостность и основные свойства.

Фитогенная мозаичность. Мозаичность растительного сообщества, возникающая в результате жизни и смерти растений-средопреобразователей.

Фрагментация (ландшафта) (fragmentation (of landscape)). Степень мозаичности территории, число различных классов, расчленение единой территории линейными структурами, например дорогами.

Ценозообразователь. Вид, экологические свойства и особенности географического распространения которого определяют его возможность существовать в рассматриваемом сообществе. В климаксовом сообществе существуют все потенциальные ценозообразователи, в сукцессивных сообществах часть из них отсутствует и/или заменена видами несвойственными для климаксового сообщества.

Эвритопные (эврибионтные) виды. Растения и животные, способные существовать в разнообразных условиях среды.

Эдафобионты (педобионты). Обитатели почвы.

Экологическая ниша. Совокупность всех факторов, в пределах которых возможно существование вида в природе.

Экологическое пространство сообщества. Набор балльных экологических оценок выбранных факторов, рассчитанный на основе геоботанических описаний.

Эколого-ценотическая группа видов. Группа экологически близких видов, в своем генезисе (происхождении) связанная с тем или иным типом сообществ.

Эколого-ценотическая структура сообществ. Набор и количественное соотношение видов, относящихся к разным эколого-ценотическим группам.

Экорегион (ecoregion). Большой регион обычно с площадью более миллиона гектаров, характеризующейся подобной биотой, климатом, топографией, гидрологией и т.п.

Экосистема (от греч. oikos – жилище, местопребывание и systema – сочетание, объединение). Совокупность совместно обитающих организмов и условий их существования, находящихся в закономерной взаимосвязи друг с другом и образующих систему взаимообусловленных биотических и абиотических явлений и процессов. Термин экосистема предложен А.Тенсли (1935). Понятие экосистема приложимо к объектам разной сложности и размеров. Можно выделить экосистемы пруда или озера в целом и в то же время различать экосистемы прибрежных зарослей водных растений или донной области. Массив леса – экосистема, в пределах которой находятся экосистемы почв разного типа, экосистема гниющего пня и т.д. Чаще под экосистемой понимают совокупность организмов и неживых компонентов среды их обитания, при взаимодействии которых происходит более или менее полный биотический круговорот (с участием продуцентов, консументов и редуцентов). Термин “экосистема” приложим и к искусственной экосистеме (сельскохозяйственные угодья, сады, парки, сооружения биологической очистки сточных вод и пр.). Экосистемы могут быть высоко устойчивыми, сохраняющими свои характерные особенности на протяжении длительного времени, или кратковременными (например, экосистема эфемерных водоемов). Независимо от степени сложности, экосистема характеризуется видовым составом, численностью входящих в нее организмов, биомассой, соотношением отдельных трофических групп, интенсивностью процессов продуцирования и деструкции органического вещества. В настоящее время термин “экосистема” часто употребляется как синоним термина “биогеоценоз”.

Элементарная территориальная единица (reference (landscape) unit). Территориальная единица, в которой отражаются различимые состояния свойств поверхности. Выделение территории основывается на гомогенности ее состояния с биофизической, хозяйственной или географической точки зрения. Выделение зависит также от масштаба или единицы картографирования.

Эмпатия. Способность вчувствоваться в другого индивида, иное живое существо, видеть мир его глазами, изнутри понимая его поведение. Предпосылка гуманистики как научного подхода.

Эпсилон-разнообразие. Разнообразие биомов, географического региона, включающего различные ландшафты.

Этология. Область биологии, ведающая поведением живых организмов. В классическом варианте упор делается на врожденное (инстинктивное) поведение в естественных условиях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

[Обратно в содержание](#)

- 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.
- Ackerman, D. 1992. Last refuge of the monk seal. *National Geographic* 181 (January): 128–144.
- Agardy, T. S. 1997. Marine Protected Areas and Ocean Conservation. R. G. Landes Company, Austin, TX.
- Aguirre, A. A. and E. E. Starkey. 1994. Wildlife disease in U.S. National Parks: Historical and coevolutionary perspectives. *Conservation Biology* 8: 654–661.
- Akçakaya, H. R., M. A. Burgman and L. R. Ginzburg. 1999. Applied Population Ecology: Principles and Computer Exercises Using RAMAS® EcoLab. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- 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, economies and conservation. In M. L. Oldfield and 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.
- Alford, R. A. and S. J. Richards. 1999. Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133–166.
- Allan, T. and 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. and 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.
- Altieri, M. A. and M. K. Anderson. 1992. Peasant farming systems, agricultural modernization and the conservation of crop genetic resources in Latin America. In P. L. Fiedler and 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.
- Anderson, C. W., R. R. Brooks, R. B. Stewart and R. Simcock. 1998. Harvesting a crop of gold in plants. *Nature* 395: 553–554.
- Angel, M. V. 1993. Biodiversity of the pelagic ocean. *Conservation Biology* 7: 760–772.
- Armbruster, P. and R. Lande. 1993. A population viability analysis for African elephant (*Loxodonta africana*): How big should reserves be? *Conservation Biology* 7: 602–610.
- Armstrong, S. and R. Botzler (eds.). 1998. *Environmental Ethics: Divergence and Convergence*. McGraw-Hill, New York.
- Avise, J. C. and J. L. Hamrick (eds.). 1996. *Conservation Genetics: Case Histories from Nature*. Chapman and Hall, New York.
- Balick, M. J. and P. A. Cox. 1996. Plants, People and Culture: The Science of Ethnobotany. Scientific American Library, New York.
- Balmford, A. and A. Long. 1994. Avian endemism and forest loss. *Nature* 372: 623–624.
- Balmford, A. and K. J. Gaston. 1999. Why biodiversity surveys are good value. *Nature* 398: 204–205.
- Baltz, D. M. 1991. Introduced fishes in marine systems and inland seas. *Biological Conservation* 56: 151–177.
- Barbier, E. B. 1993. Valuation of environmental resources and impacts in developing countries. In R. K. Turner (ed.), *Sustainable Environmental Economics and Management*, pp. 319–337. Belhaven Press, New York.
- Barbier, E. B., J. C. Burgess and C. Folke. 1994. *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*. Earthscan Publications, London.
- Barrett, S. C. H. and J. R. Kohn. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: Implications for conservation. In D. A. Falk and K. E. Holsinger (eds.), *Genetics and Conservation of Rare Plants*, pp. 3–30. Oxford University Press, New York.
- Bartley, D., M. Bagley, G. Gall and 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. 1997. *The Work of Nature: How the Diversity of Life Sustains Us*. Island Press, Washington, D.C.
- Baskin, Y. 1998. Winners and losers in a changing world. *BioScience* 48: 788–792.

- Batisse, M. 1997. Biosphere reserves: A challenge for biodiversity conservation and regional development. *Environment* 39(5):7–15, 31–35. Bawa, K. S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rainforests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 399–422.
- Bawa, K. S. and S. Dayanandan. 1997. Socioeconomic factors and tropical deforestation. *Nature* 386: 562–563.
- Bawa, K. S. and S. Menon. 1997. Biodiversity monitoring: The missing ingredients. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 42.
- Bazzaz, F. A. and E. D. Fajer. 1992. Plant life in a CO₂-rich world. *Scientific American* 266: 68–74.
- Beck, B. B. and A. F. Martins. 1995. Golden Lion Tamarin Reintroduction Annual Report, 7.
- Beck, B. B., L. G. Rapport, M. R. Stanley Price and A. C. Wilson. 1994. Reintroduction of captive-born animals. In P. J. Olney, G. M. Mace and A. T. C. Feistner (eds.), *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*, pp. 265–286. Chapman and Hall, London.
- Beier, P. and R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.
- Bennett, A. F. 1999. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Benz, B. F., L. R. Sánchez-Velásquez and 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.
- Berger, J. 1999. Intervention and persistence in small populations of bighorn sheep. *Conservation Biology* 13: 432–435.
- Bernow, S., et al. 1998. Ecological tax reform. *BioScience* 48: 193–196.
- Billington, H. L. 1991. Effect of population size on genetic variation in a dioecious conifer. *Conservation Biology* 5: 115–119.
- Birkeland, C. (ed.). 1997. *The Life and Death of Coral Reefs*. Chapman and Hall, New York.
- Blaustein, A. R. and D. B. Wake. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272 (4): 52–57.
- Blomqvist, L. 1995. Three decades of snow leopards, *Panthera uncia*, in captivity. *International Zoo Yearbook* 34: 178–185.
- Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg and K. H. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460–466.
- Bowles, I. A. and G. T. Prickett. 1994. Refaming 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. and C. J. Whelan. 1994. *Restoration of Endangered Species: Conceptual Issues, Planning and Implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bradshaw, A. D. 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin and J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 53–74. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brandon, K., K. H. Redford and S. E. Sanderson (eds.). 1998. *Parks in Peril: People, Politics and Protected Areas*. Island Press, Washington, D.C.
- Brooks, T. and A. Balmford. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380: 115.
- Brooks, T. M., S. L. Pimm and J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13: 1140–1150.
- Brown, G. M. 1993. The economic value of elephants. In E. B. Barbier (ed.), *Economics and Ecology: New Frontiers in Sustainable Development*. Chapman and Hall, London.
- Brown, K. S. 2000. Transforming a discipline: A new breed of scientist-advocate emerges. *Science* 287: 1192–1193.
- Brownlow, C. A. 1996. Molecular taxonomy and the conservation of the red wolf and other endangered carnivores. *Conservation Biology* 10: 390–396.
- Brush, S. B. and D. Stabinsky (eds.). 1996. *Valuing Local Knowledge: Indigenous People and Intellectual Property Rights*. Island Press, Washington, D.C.
- Bryant, D., D. Nelson and L. Tangley. 1997. *The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Bryant, D., L. Burke, J. McManus and M. Spalding. 1998. *Reefs at Risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Bryant, E. H., V. L. Backus, M. E. Clark and D. H. Reed. 1999. Experimental tests of captive breeding for endangered species. *Conservation Biology* 13: 1487–1496.
- Buchmann, S. L. and G. P. Nabhan. 1996. *The Forgotten Pollinators*. Island Press, Washington, D.C.
- Buck, S. J. 1996. *Understanding Environmental Administration and Law*. Island Press, Washington, D.C.
- Bulte, E. and G. C. van Kooten. 2000. Economic science, endangered species, and biodiversity loss. *Conservation Biology* 14: 113–119.
- Burgman, M. A., S. Ferson and H. R. Akçakaya. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman and Hall, London.
- Cairns, J. and J. R. Heckman. 1996. Restoration ecology: The state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment* 21: 167–189.
- Caldecott, J. 1988. *Hunting and Wildlife Management in Sarawak*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Caldecott, J. 1996. *Designing Conservation Projects*. Cambridge University Press, Cambridge.

- 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.
- Carey, A. B. 2000. Effects of new forest management strategies on squirrel populations. *Ecological Applications* 10: 248–257.
- Carlton, J. T. and 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 and E. A. Norse. 1999. Historical extinctions in the sea. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 515–538.
- Caro, T. (ed.). 1998. *Behavioral Ecology and Conservation Biology*. Oxford University Press, New York.
- Caro, T. M. and M. K. Laurenson. 1994. Ecological and genetic factors in conservation: A cautionary tale. *Science* 263: 485–486.
- Carroll, C. R. 1992. Ecological management of sensitive natural areas. In P. L. Fiedler and S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 347–372. Chapman and Hall, New York.
- Carroll, C. R. et al. 1996. Strengthening the use of science in achieving the goals of the Endangered Species Act: An assessment by the Ecological Society of America. *Ecological Applications* 6: 1–12.
- Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Reprinted in 1982 by Penguin, Harmondsworth, England.
- Caswell, H. 1989. *Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- Caughey, G. and A. Gunn. 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. Blackwell Science, Malden, MA.
- Ceballos-Lascuráin, H. (ed.). 1993. *Tourism and Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Chadwick, D. H. 1993. The American prairie: Roots of the sky. *National Geographic* 184: 90–119.
- Chadwick, D. H. 1995. The Endangered Species Act. *National Geographic* 187: 2–41.
- Chapin III, F. S., O. E. Sala, E. C. Buke, et al. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience* 48: 45–52.
- Chapin, T. G., D. J. Harrison and D. D. Katnik. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology* 12: 1327–1337.
- Chapman, C. A., S. R. Balcomb, T. R. Gillespie, J. P. Skorupa and T. T. Struhsaker. 2000. Long-term effects of logging on African primate communities: A 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology* 14: 207–217.
- Chau, K. 1995. The Three Gorges project of China: Resettlement prospects and problems. *Ambio* 24: 98–102.
- Cherfas, J. 1991. Disappearing mushrooms: Another mass extinction? *Science* 254: 1458.
- Chernela, J. 1987. Endangered ideologies: Tukano fishing taboos. *Cultural Survival Quarterly* 11: 50–52.
- Chester, C. C. 1996. Controversy over the Yellowstone's biological resources. *Environment* 38 (6): 10–15, 34–36.
- Christensen, N. L., et al. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665–691.
- Clark, C. 1992. Empirical evidence for the effect of tropical deforestation on climatic change. *Environmental Conservation* 19: 39–47.
- Clark, J. R. 1999. The ecosystem approach from a practical point of view. *Conservation Biology* 13: 679–681.
- Clay, J. 1991. Cultural survival and conservation: Lessons from the past twenty years. In M. L. Oldfield and J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 248–273. Westview Press, Boulder, CO.
- Clemmons, J. R. and R. Buchholz (eds.). 1997. *Behavioral Approaches to Conservation in the Wild*. Cambridge University Press, New York.
- Cleveland, D. A., D. Soleri and 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.
- Cohn, J. P. 1994. Salamanders: Slip-sliding away or too surreptitious to count? *BioScience* 44: 219–223.
- Collett, J. and S. Karakashain (eds.). 1996. *Greening the College Curriculum: A Guide to Environmental Teaching in the Liberal Arts*. Island Press, Washington, D.C.
- Colwell, R. K. 1986. Community biology and sexual selection: Lessons from hummingbird flower mites. In T. J. Case and J. Diamond (eds.) *Ecological Communities*, pp. 406–424. Harper and Row Publishers, New York.
- Condit, R., S. P. Hubbell and 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.
- Corlett, R. T. and I. M. Turner. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330–333.
- Costanza, R., et al. 1998. Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* 281: 198–199.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber and nine others. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Couzin, J. 1999. Landscape changes make regional climate run hot and cold. *Science* 283: 317–318.

- Cowlishaw, G. 1999. Predicting the pattern of decline of African primate diversity: An extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology* 13: 1183–1193.
- Cox, G. W. 1993. *Conservation Ecology*. W. C. Brown, Dubuque, IA.
- Cox, P. A. 1997. *Nafanua: Saving the Samoan Rain Forest*. W. H. Freeman, New York.
- Cox, P. A. and T. Elmquist. 1997. Ecocolonialism and indigenous-controlled rainforest preserves in Samoa. *Ambio* 26: 84–89.
- Cox, P. A., T. Elmquist, D. Pierson and W. E. Rainey. 1991. Flying foxes as strong interactors in South Pacific island ecosystems: A conservation hypothesis. *Conservation Biology* 5: 448–454.
- Crumpacker, D. W., S. W. Hodge, D. Friedley and 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.
- Curio, E. 1996. Conservation needs ethology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 260–263.
- Currie, D. J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *American Naturalist* 137: 27–49.
- Daily, G. C. (ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Ecosystem Services*. Island Press, Washington, D.C.
- Daily, G. C. 1995. Restoring value to the world's degraded lands. *Science* 269: 350–354.
- Dalton, R. 1999. Monitoring system planned for U.S. biodiversity drive. *Nature* 398: 738.
- Daly, H. E. and 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 and J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 7–15. Westview Press, Boulder, CO.
- Dasmann, R. F., J. P. Milton and P. H. Freeman. 1973. *Ecological Principles for Economic Development*. John Wiley & Sons, London.
- Daszak, P., A. A. Cunningham and A. D. Hyatt. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science* 287: 443–449.
- Davis, M. B. and C. Zabinski. 1992. Changes in geographical range resulting from greenhouse warming: Effects on biodiversity in forests. In R. Peters and 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, W. 1995. *One River: Explorations and Discoveries in the Amazon Rainforest*. Simon & Schuster, New York.
- Del Tredici, P. 1991. Ginkgos and people: A thousand years of interaction. *Arnoldia* 51: 2–15.
- DeMauro, M. M. 1993. Relationship of breeding system to rarity in the lakeside daisy (*Hymenoxys acaulis* var. *glabra*). *Conservation Biology* 7: 542–550.
- Denslow, J. S. and C. Padoch, (eds.). 1988. *People of the Tropical Rain Forest*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Devall, B. and G. Sessions. 1985. *Deep Ecology: Living as if Nature Mattered*. Gibbs Smith Publishers, Salt Lake City, UT.
- Diamond, A. W. 1985. The selection of critical areas and current conservation efforts in tropical forest birds. In A. W. Diamond and T. E. Lovejoy (eds.), *Conservation of Tropical Forest Birds*, pp. 33–48. Technical Publication No. 4, International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- 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. 1999. Dirty eating for healthy living. *Nature* 400: 120–121.
- Dietz, J. M., L. A. Dietz and E. Y. Nagagata. 1994. The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: The example of lion tamarins in Brazil. In P. J. S. Olney, G. M. Mace and A. T. C. Feistner (eds.), *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*, Chapman and Hall, London.
- Dinerstein, E. and G. F. McCracken. 1990. Endangered greater one-horned rhinoceros carry high levels of genetic variation. *Conservation Biology* 4: 417–422.
- Dobson, A. 1995. Biodiversity and human health. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 390–392.
- Dobson, A. 1998. *Conservation and Biodiversity*. Scientific American Library, No. 59. W. H. Freeman and Co., New York.
- Dobson, A. P., J. P. Rodriguez, W. M. Roberts and D. S. Wilcove. 1997a. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275: 550–554.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw and A. J. M. Baker. 1997b. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515–522.
- Dodd, C. K. and R. A. Seigel. 1991. Relocation, repatriation and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47: 336–350.
- Donahue, D. L. 1999. *Western Range Revisited: Removing Livestock from Public Lands to Conserve Native Biodiversity*. University of Oklahoma Press, Norman, OK.
- Dowling, T. E. and 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. and R. Primack. 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology* 10: 30–40.
- Dregné, H. E. 1983. *Desertification of Arid Lands*. Academic Press, New York.
- Duffus, D. A. and P. Dearden. 1990. Non-consumptive wildlife-oriented recreation: A conceptual framework. *Biological Conservation* 53: 213–231.
- Duffy, E. and A. S. Watts (eds.). 1971. *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dugan, P. (ed.). 1993. *Wetlands in Danger: A World Conservation Atlas*. Oxford University Press, New York.
- Dwyer, J. C. and I. D. Hodge. 1996. *Countryside in Trust: Land Management by Conservation, Recreation and Amenity Organizations*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Eales, S. 1992. *Earthtoons: The First Book of Ecohumor*. Warner Books, New York.
- Easter-Pilcher, A. 1996. Implementing the Endangered Species Act: Assessing the listing of species as endangered or threatened. *BioScience* 46: 355–363.
- Ehrenfeld, D. W. 1989. Hard times for diversity. In D. Western and M. Pearl (eds.), *Conservation for the Twenty-first Century*, pp. 247–250. Oxford University Press, New York.
- Ehrenfeld, D. W. 2000. War and peace and conservation biology. *Conservation Biology* 14: 105–112.
- Eisner, T. 1991. Chemical prospecting: A proposal for action. In F. H. Bormann and S. R. Kellert (eds.), *Ecology, Economics, Ethics: The Broken Circle*, pp. 196–202. Yale University Press, New Haven, CT.
- Eisner, T. and E. A. Beiring. 1994. Biotic exploration fund: Protecting biodiversity through chemical prospecting. *BioScience* 44: 95–98.
- Elfring, C. 1989. Preserving land through local land trusts. *BioScience* 39: 71–74.
- Ellstrand, N. C. 1992. Gene flow by pollen: Implications for plant conservation genetics. *Oikos* 63: 77–86.
- Endangered Species Coalition. 1992. *The Endangered Species Act: A Commitment Worth Keeping*. The Wilderness Society, Washington, D.C.
- Enderson, J. H., et al. 1995. Population changes in North American peregrines. *Transactions of the 60th North American Wildlife and Natural Resource Conference*, 142–161.
- Enserink, M. 1999. Biological invaders sweep in. *Science* 285: 1834–1836.
- Erdelen, W. 1988. Forest ecosystems and nature conservation in Sri Lanka. *Biological Conservation* 43: 115–135.
- Falk, D. A. 1991. Joining biological and economic models for conserving plant genetic diversity. In D. A. Falk and K. E. Holsinger (eds.), *Genetics and Conservation of Rare Plants*, pp. 209–224. Oxford University Press, New York.
- Falk, D. A. and K. E. Holsinger (eds.). 1991. *Genetics and Conservation of Rare Plants*. Oxford University Press, New York.
- Falk, D. A. and P. Olwell. 1992. Scientific and policy considerations in restoration and reintroduction of endangered species. *Rhodora* 94: 287–315.
- Falk, D. A., C. I. Millar and M. Olwell (eds.). 1996. *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington, D.C.
- Farnsworth, E. J. and J. Rosovsky. 1993. The ethics of ecological field experimentation. *Conservation Biology* 7: 463–472.
- Farnsworth, N. R. 1988. Screening plants for new medicines. In E. O. Wilson and F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*, pp. 83–97. National Academy Press, Washington, D.C.
- 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.
- Fillon, F. L., A. Jacquemot and R. Reid. 1985. *The Importance of Wildlife to Canadians*. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Finlay, B. J. and K. J. Clarke. 1999. Ubiquitous dispersal of microbial species. *Nature* 400: 828.
- Fisk, M. R., S. J. Giovannoni and I. H. Thorseth. 1998. Alteration of oceanic volcanic glass: Textural evidence of microbial activity. *Science* 281: 978–980.
- Flather, C. H., M. S. Knowles and I. A. Kendall. 1998. Threatened and endangered species geography. *BioScience* 48: 365–376.
- Fleischner, T. L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8: 629–644.
- Foin, T. C., et al. 1998. Improving recovery planning for threatened and endangered species. *BioScience* 48: 177–184.
- Foose, T. J. 1983. The relevance of captive populations to the conservation of biotic diversity. In C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde and L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation*, pp. 374–401. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
- Forman, R. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, New York.
- Frankham, R. 1996. Relationships of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology* 10: 1500–1508.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. In M. E. Soulé and B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, pp. 135–149. Sinauer, Sunderland, MA.
- Frederick, R. J. and M. Egan. 1994. Environmentally compatible applications of biotechnology. *BioScience* 44: 529–535.
- Fredrickson, J. K. and T. C. Onstott. 1996. Microbes deep inside Earth. *Scientific American* 275: 68–73.
- Freese, C. H. (ed.). 1997. *Harvesting Wild Species: Implications for Biodiversity Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- French, H. F. 1994. Making environmental treaties work. *Scientific American* 271: 94–97.

- Fuccillo, D., L. Sears and P. Stapleton. 1998. Biodiversity in Trust: Conservation and Use of Plant Genetic Resources in CGIAR Centres. Cambridge University Press, New York.
- Fujita, M. S. and M. D. Tuttle. 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. and R. Kristensen. 1995. Cycliophora is a new phylum with affinities to Entoprocta and Ectoprocta (*Symbion pandora*). *Nature* 378: 711–714.
- Futuyma, D. J. 1986. Evolutionary Biology, Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Gadgil, M. and R. Guha. 1992. This Fissured Land: An Ecological History of India. Oxford University Press, Oxford.
- Galatowitsch, S. M. and A. G. Van der Valk. 1996. Restoring Prairie Wetlands: An Ecological Approach. Iowa State University Press, Ames, IA.
- Gates, D. M. 1993. Climate Change and Its Biological Consequences. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- 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.
- Gerrodette, T. and W. G. Gilmartin. 1990. Demographic consequences of changing pupping and hauling sites of the Hawaiian monk seal. *Conservation Biology* 4: 423–430.
- Gersh, J. and 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 and D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 233–242. Westview Press, Boulder, CO.
- Getz, W. M., et al. 1999. Sustaining natural and human capital: Villagers and scientists. *Science* 283: 1855–1856.
- Giese, M. 1996. Effects of human activity on adelie penguin *Pygoscelis adeliae* breeding success. *Biological Conservation* 75: 157–164.
- Gigon, A., R. Langenauer, C. Meier and B. Nievergelt. 1998. Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen. Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz. Veröff. Geobot. Inst. 129: 1–137. ETH, Stiftung Rübel, Zürich.
- Gilbert, O. L. and P. Anderson. 1998. Habitat Creation and Repair. Oxford University Press, Oxford.
- Gilpin, M. E. and 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.
- Giovannoni, S. J., T. B. Britschgi, C. L. Moyer and K. G. Field. 1990. Genetic diversity in Sargasso Sea bacterioplankton. *Nature* 345: 60–63.
- Gipps, J. H. W. (ed.). 1991. *Beyond Captive Breeding: Reintroducing Endangered Species Through Captive Breeding*. Zoological Society of London Symposia, No. 62. Clarendon Press, Oxford.
- Gittleman, J. L. 1994. Are the pandas successful specialists or evolutionary failures? *BioScience* 44: 456–464.
- Given, D. 1994. *Principles and Practices of Plant Conservation*. Timber Press, Portland, OR.
- Godoy, R. A., R. Lubowski and A. Markandya. 1993. A method for the economic valuation of non-timber tropical forest products. *Economic Botany* 47: 220–233.
- Goklany, I. M. 1998. Saving habitat and conserving biodiversity on a crowded planet. *BioScience* 48: 941–953.
- Goldammer, J. G. 1999. Forests on fire. *Science* 284: 1782–1783.
- Goldsmith, B. (ed.). 1991. *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall, New York.
- Gomez-Pompa, A. and 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.
- Grant, P. R. and B. R. Grant. 1992. Darwin's finches: Genetically effective population sizes. *Ecology* 73: 766–784.
- Grassle, J. F., P. Lasserre, A. D. McIntyre and G. C. Ray. 1991. Marine biodiversity and ecosystem function. *Biology International*. Special Issue 23: i–iv, 1–19.
- Green, G. N. and R. W. Sussman. 1990. Deforestation history of the eastern rain forests of Madagascar from satellite images. *Science* 248: 212–215.
- Gregg, W. P., Jr. 1991. MAB Biosphere Reserves and conservation of traditional land use systems. In M. L. Oldfield and J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 274–294. Westview Press, Boulder, CO.
- Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter and C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. *Science* 245: 477–480.
- Griñó, F. and J. Rosenthal (eds.). 1997. *Biodiversity and Human Health*. Island Press, Washington, D.C.
- 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 and 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. and B. M. Pavlik. 1998. Reintroduction of rare plants: Genetics, demography and the role of ex-situ conservation methods. In P. L. Fiedler and P. M. Kareiva (eds.), *Conservation Biology: For the Coming Decade*. Chapman and Hall, New York.
- Gupta, T. A. and A. Guleria. 1982. Non-wood Forest Products from India. IBH Publishing Co., New Delhi.
- Haas, P. M., M. A. Levy and E. A. Parson. 1992. Appraising the Earth Summit: How should we judge UNCED's success? *Environment* 34 (8): 7–35.
- Hackel, J. D. 1999. Community conservation and the future of Africa's wildlife. *Conservation Biology* 13: 726–734.
- Hails, A. J. (ed.). 1996. *Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The Role of the Convention on Wetlands in the Conservation and Wise Use of Biodiversity*. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.
- Hall, S. J. G. and J. Ruane. 1993. Livestock breeds and their conservation: A global overview. *Conservation Biology* 7: 815–826.
- Halliday, T. 1998. A declining amphibian conundrum. *Nature* 394: 418–419.
- Halvorson, W. L. and G. E. Davis (eds.). 1996. *Science and Ecosystem Management in the National Parks*. University of Arizona, Tucson.
- Hammond, P. M. 1992. Species Inventory. In WCMC, *Global Diversity: Status of the Earth's Living Resources*. pp. 17–39. Chapman and Hall, London.
- Hamrick, J. L. and M. J. W. Godt. 1989. Allozyme diversity in plant species. In A. H. D. Brown, M. T. Clegg, A. L. Kahler and B. S. Weir (eds.), *Plant Population Genetics, Breeding, and Genetic Resources*, pp. 43–63. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Hansen, S. 1989. Debt for nature swaps—overview and discussion of key issues. *Ecological Economics* 1: 77–93.
- Hanski, I. and D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In I. Hanski and D. Simberloff (eds.), *Metapopulation Biology*, pp. 5–26. Academic Press, Inc., San Diego, CA.
- Hanski, I., A. Moilanen and M. Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527–541.
- Hansson, L., L. Fahrig and G. Merriam (eds.). 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman and Hall, London.
- 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. 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.
- Hawksworth, 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.
- Hellmann, J. J. and G. W. Fowler. 1999. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications* 9: 824–834.
- Hemley, G. (ed.). 1994. *International Wildlife Trade: A CITES Sourcebook*. Island Press, Washington, D.C.
- Hendrickson, D. A. and J. E. Brooks. 1991. Transplanting short-lived fishes in North American deserts: Review, assessment and recommendations. In W. L. Minckley and J. E. Deacon (eds.), *Battle Against Extinction: Native Fish Management in the American West*. University of Arizona Press, Tuscon.
- Herren, H. R. and P. Neuenschwander. 1991. Biological control of cassava pests in Africa. *Annual Review of Entomology* 36: 257–283.
- Heschel, M. S. and K. N. Paige. 1995. Inbreeding depression, environmental stress and population size variation in Scarlet Gilia (*Ipomopsis aggregata*). *Conservation Biology* 9: 126–133.
- Heywood, V. H. (ed.). 1995. *Global Diversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Heywood, V. H., G. M. Mace, R. M. May and S. N. Stuart. 1994. Uncertainties in extinction rates. *Nature* 368: 105.
- Hoffman, A. J., M. H. Bazerman and S. L. Yaffee. 1997. Balancing business interests and endangered species protection. *Sloan Management Review* 39 (1): 59–73.
- Holloway, M. 1994. Nurturing nature. *Scientific American* 270: 98–108.
- Homer-Dixon, T. F. 1999. *Environment, Scarcity, and Violence*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Horwich, R. H. and J. Lyon. 1998. Community-based development as a conservation tool: The Community Baboon Sanctuary and the Gales Point Manatee Reserve. In R. B. Primack, D. Bray, H. A. Galletti and I. Ponciano (eds.), *Timber, Tourists, and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico*, pp. 343–364. Island Press, Washington, D.C.
- Howard, P. C., et al. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472–474.
- Hunter, M. L., Jr. 1999. *Maintaining Biodiversity in Forested Ecosystems*. Cambridge University Press, New York.
- Huston, M. A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hutchings, M. J. 1987. The population biology of the early spider orchid, *Ophrys sphegodes* Mill. I. A demographic study from 1975–1984. *Journal of Ecology* 75: 711–727.

- Iltis, H. H. 1988. Serendipity in the exploration of biodiversity: What good are weedy tomatoes? In E. O. Wilson and 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. 1990. *The IUCN Red Data Book*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1994a. Guidelines for Protected Area Management Categories. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1994b. *IUCN Red List Categories*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1996. *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/TNC/WWF. 1994. Report of the First Global Forum on Environmental Funds. 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.
- Jacobson, G. L., Jr., H. Almquist-Jacobson and 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.
- Jacobson, S. K., E. Vaughn and S. W. Miller. 1995. New directions in conservation biology: Graduate programs. *Conservation Biology* 9: 5–17.
- Jaffé, M. 1994. *And No Birds Sing*. Simon and Schuster, New York, NY.
- James, F. C., C. E. McCulloch and D. A. Wiedenfeld. 1996. New approaches to the analysis of population trends in land birds. *Ecology* 77: 13–27.
- Janzen, D. H. 1986. 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 and F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Janzen, D. H. 1988b. Tropical ecological and biocultural restoration. *Science* 239: 243–244.
- Janzen, D. H. 1999. Gardenification of tropical conserved wildlands: Multitasking, multicropping, and multiusers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 96 (11): 5987–5994.
- Janzen, D. H. 2000. How to grow a wildland: The gardenification of nature. In P. H. Raven and T. Williams (eds.), *Nature and Human Society*, pp. 521–529. National Academy Press, Washington, D.C.
- Jarrell, K. R., D. P. Bayley, J. D. Correia and N. A. Thomas. 1999. Recent excitement about the Archaea. *BioScience* 49: 530–541.
- Jenkins, R. E. 1996. Natural Heritage Data Center Network: Managing information for managing biodiversity. In R. C. Szaro and D. W. Johnston (eds.), *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*, pp. 176–192. Oxford University Press, New York.
- Jiménez, J. A., K. A. Hughes, G. Alaks, L. Graham and 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. 1995. *Biodiversity in the Balance: Approaches to Setting Geographic Conservation Priorities*. Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Jones, H. L. and J. M. Diamond. 1976. Short-time-base studies of turnover in breeding birds of the California Channel Islands. *Condor* 76: 526–549.
- Jordan, W. R., III, M. E. Gilpin and J. D. Aber (eds.). 1990. *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kapur, D., J. P. Lewis and R. Webb (eds.). 1997. *The World Bank: Its First Half-Century*. The Brookings Institution, Washington, D.C.
- Karr, J. R. and E. W. Chu. 1998. *Restoring Life in Running Waters*. Island Press, Washington, D.C.
- Kaufman, L. 1992. Catastrophic change in a species-rich freshwater ecosystem: Lessons from Lake Victoria. *BioScience* 42: 846–858.
- Kaufman, L. and 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 and S. C. Stearns. 1994. Selection against inbred song sparrows during a natural population bottleneck. *Nature* 372: 356–357.
- Kellert, S. R. and E. O. Wilson (eds.). 1993. *The Biophilia Hypothesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Kerr, R. A. 1998. Acid rain control: Success on the cheap. *Science* 282: 1024–1027.
- Kiew, R. 1991. *The State of Nature Conservation in Malaysia*. Malayan Nature Society, Kuala Lumpur.
- Kimura, M. and J. F. Crow. 1963. The measurement of effective population numbers. *Evolution* 17: 279–288.
- Kinnaird, M. F. and T. G. O'Brien. 1991. Viable populations for an endangered forest primate, the Tana River crested mangabey (*Cercocebus galeritus galeritus*). *Conservation Biology* 5: 203–213.
- Kleiman, D. G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *BioScience* 39: 152–161.

- Kline, V. M. and E. A. Howell. 1990. Prairies. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin and J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 75–84. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kloot, K. 2000. Returning America's forests to their "natural" roots. *Science* 287: 573–574.
- Kohm, K. and J. F. Franklin (eds.). 1997. *Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington, D.C.
- Koopowitz, H., A. D. Thornhill and M. Andersen. 1994. A general stochastic model for the prediction of biodiversity losses based on habitat conversion. *Conservation Biology* 8: 425–438.
- Kothari, A., N. Singh and S. Suri (eds.). 1996. *People and Protected Areas: Toward Participatory Conservation in India*. Sage Publications, New Delhi.
- Kozol, A. et al. 1994. Genetic variation in the endangered burying beetle *Nicrophorus americanus* (Coleoptera: Silphidae). *Annals of the Entomological Society of America* 87: 928–935.
- Kramer, R., C. van Shaik and J. Johnson (eds.). 1997. *Last Stand: Protected Areas and Defense of Tropical Biodiversity*. Oxford University Press, New York.
- Krebs, J. R., J. D. Wilson, R. B. Bradbury and B. M. Siriwardena. 1999. The second silent spring? *Nature* 400: 611–612.
- Kremen, C., A. M. Merenlender and D. D. Murphy. 1994. Ecological monitoring: A vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388–397.
- Kremen, C., et al. 1999. Designing the Masoala National Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. *Conservation Biology* 13: 1055–1068.
- Kricher, J. 1998. *A Neotropical Companion*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Kristensen, R. M. 1983. *Loricifera*, a new phylum with Aschelminthes characters from the meiobenthos. *Zeitschrift für Zoologische Systematik* 21: 163–180.
- Lacy, R. C. and D. B. Lindenmayer. 1995. A simulation study of the impacts of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia), in south-eastern Australia: Loss of genetic variation within and between subpopulations. *Biological Conservation* 73: 131–142.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455–1460.
- Lande, R. 1995. Mutation and conservation. *Conservation Biology* 9: 782–792.
- Lasiak, T. 1991. The susceptibility and/or resilience of rocky littoral molluscs to stock depletion by the indigenous coastal people of Transkei, southern Africa. *Biological Conservation* 56: 245–264.
- Latta, S. C. 2000. Making the leap from researcher to planner: Lessons from avian conservation planning in the Dominican Republic. *Conservation Biology* 14: 132–139.
- Laurance, W. F. and R. O. Bierregaard, Jr. (eds.). 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Lawton, J. H. and R. M. May (eds.). 1995. *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford.
- Leader-Williams, N. 1990. Black rhinos and African elephants: Lessons for conservation funding. *Oryx* 24: 23–29.
- Ledig, F. T. 1988. The conservation of diversity in forest trees. *BioScience* 38: 471–479.
- Lehmkuhl, J. F., R. K. Upreti and U. R. Sharma. 1988. National parks and local development: Grasses and people in Royal Chitwan National Park, Nepal. *Environmental Conservation* 15: 143–148.
- Lesica, P. and F. W. Allendorf. 1992. Are small populations of plants worth preserving? *Conservation Biology* 6: 135–139.
- Levitus, S., J. I. Antonov, T. P. Boyer and C. Stephens. 2000. Warming of the world ocean. *Science* 287: 2225–2229.
- Lewis, D. M. 1995. Importance of GIS to community-based management of wildlife: Lessons from Zambia. *Ecological Applications* 5: 861–872.
- Lewis, D. M., G. B. Kaweche and A. Mwenya. 1990. Wildlife conservation outside protected areas—lessons from an experiment in Zambia. *Conservation Biology* 4: 171–180.
- 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 and S. K. Jain (eds.). 1994. *Conservation Genetics*. Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland.
- 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 and C. Walters. 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation: Lessons from history. *Science* 260: 17, 36.
- MacArthur, R. H. and 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. 1995. Classification of threatened species and its role in conservation planning. In J. H. Lawton and R. M. May (eds.), *Extinction Rates*, pp. 131–146. Oxford University Press, Oxford.
- Mace, G. M. and E. J. Hudson. 1999. Attitudes toward sustainability and extinction. *Conservation Biology* 13: 242–246.
- Mace, G. M. and R. Lande. 1991. Assessing extinction threats: Towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148–157.

- MacKenzie, S. H. 1996. Integrated Resource Planning and Management: The Resource Approach in the Great Lakes Basin. Island Press, Washington, D.C.
- MacKinnon, J. 1983. Irrigation and watershed protection in Indonesia. Report to IBRD Regional Office, Jakarta.
- Magnuson, J. J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience* 40: 495–501.
- Makarewicz, J. C. and P. Bertram. 1991. Evidence for the restoration of the Lake Erie ecosystem. *BioScience* 41: 216–223.
- Malakoff, D. 1998. Death by suffocation in the Gulf of Mexico. *Conservation Biology* 281: 190–192.
- Mangel, M. and C. Tier. 1994. Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* 75: 607–614.
- Mann, C. C. and M. L. Plummer. 1993. The high cost of biodiversity. *Science* 260: 1868–1871.
- Mann, C. C. and M. L. Plummer. 1999. A species' fate, by the numbers. *Science* 284: 36–37.
- Manne, L. L., T. M. Brooks and S. L. Pimm. 1999. Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature* 399: 258–261.
- Mares, M. A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science* 255: 976–979.
- Maser, C. 1997. Sustainable Community Development: Principles and Practices. St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- Masood, E. and L. Garwin. 1998. Costing the earth: When ecology meets economics. *Nature* 395: 426–430.
- Mathews, A. 1992. Where the Buffalo Roam. Grove Weidenfeld, New York.
- Mathews, S. and M. J. Donoghue. 1999. The root of Angiosperm phylogeny inferred from duplicate phytochrome genes. *Science* 286: 947–950.
- May, R. M. 1992. How many species inhabit the Earth? *Scientific American* 267: 42–48.
- McCallum, H. and A. Dobson. 1995. Detecting disease and parasite threats to endangered species and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 190–194.
- McKibben, B. 1996. What good is a forest? *Audubon* 98 (3): 54–65.
- McLachlan, J. A. and S. F. Arnold. 1996. Environmental estrogens. *American Scientist* 84: 452–461.
- McLean, I. F., A. D. Wight and G. Williams. 1999. The role of legislation in conserving Europe's threatened species. *Conservation Biology* 13: 966–969.
- McMichael, A. J., et al. 1999. Globalization and the sustainability of human health. *BioScience* 49: 205–210.
- 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. C., C. R. Carroll, and contributors. 1997. *Principles of Conservation Biology*, Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Meffe, G. K., A. H. Ehrlich and D. Ehrenfeld. 1993. Human population control: The missing agenda. *Conservation Biology* 7: 1–3.
- 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 and 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 and S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 253–275. Chapman and Hall, New York.
- Meyer, W. B. and B. L. Turner II. 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge University Press, New York.
- Miller, B., R. P. Reading and S. Forrest. 1996. *Prairie Night: Black-Footed Ferret and the Recovery of Endangered Species*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Miller, G. H., et al. 1999. Pleistocene extinction of *Genyornis newtoni*: Human impact on Australian megafauna. *Science* 283: 205–208.
- Miller, K. R. 1996. *Balancing the Scales: Guidelines for Increasing Biodiversity's Chances Through Bioregional Management*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Miller, R. M. 1990. Mycorrhizae and succession. In W. R. Jordan III, M. E. Gilpin and J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 205–220. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mills, L. S. and F. W. Allendorf. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10: 1509–1518.
- Milton, S. J., et al. 1999. A protocol for plant conservation by translocation in threatened lowland Fynbos. *Conservation Biology* 13: 735–743.
- Milton, S. J., W. R. J. Dean, M. A. du Plessis and W. R. Siegfried. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. *BioScience* 44: 70–76.
- Minckley, W. L. 1995. Translocation as a tool for conserving imperiled fishes: Experiences in western United States. *Biological Conservation* 72: 297–309.
- Mitchell, J. G. 1992. Our disappearing wetlands. *National Geographic* 182 (10): 3–45.
- Mitikin, K. and 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., N. Myers, P. R. Gil and C. G. Mittermeier. 1999. Hotspots, Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Agrupación Sierra Madre, S.C., Mexico City, Mexico.
- Mittermeier, R. A., P. R. Gil and C. G. Mittermeier. 1997. Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations. Conservation International, Washington, D.C.

- Moffat, M. W. 1994. *The High Frontier: Exploring the Tropical Rain forest Canopy*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Mohsin, A. K. M. and M. A. Ambak. 1983. *Freshwater Fishes of Peninsular Malaysia*. University Pertanian Malaysia Press, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Moiseenko, T. 1994. Acidification and critical loads for surface waters: Kola, northern Russia. *Ambio* 23: 418–424.
- Morell, V. 1994. Serengeti's big cats going to the dogs. *Science* 264: 23.
- Morell, V. 1999. The variety of life. *National Geographic* 195 (February): 6–32.
- Moyle, P. B. 1995. Conservation of native freshwater fishes in the Mediterranean-type climate of California, USA: A review. *Biological Conservation* 72: 271–279.
- Moyle, P. B. and R. A. Leidy. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: Evidence from fish faunas. In P. L. Fiedler and 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 and N. F. R. Snyder (eds.), *New World Parrots in Crisis*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Munn, C. A. 1994. Macaws: Winged rainbows. *National Geographic* 185: 118–140.
- Murphy, D. D., D. E. Freas and S. B. Weiss. 1990. An environment-metapopulation approach to population viability analysis for a threatened invertebrate. *Conservation Biology* 4: 41–51.
- Murphy, P. G. and A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67–88.
- Murrieta, J. R. and R. P. Rueda. 1995. *Extractive Reserves*. 1995 IUCN Forest Conservation Programme. IUCN Publications, Cambridge.
- Myers, N. 1986. Tropical deforestation and a mega-extinction 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. 1993. Sharing the earth with whales. In L. Kaufman and K. Mallory (eds.), *The Last Extinction*, pp. 179–194. MIT Press, Cambridge, MA.
- Myers, N. 1996. *Ultimate Security: The Environmental Basis of Political Stability*. Island Press, Washington, D.C.
- Myers, N. and N. J. Myers. 1994. *The Primary Source: Tropical Forests and Our Future*. W. W. Norton & Company, New York.
- Nabhan, G. P. 1989. *Enduring Seeds: Native American Agriculture and Wild Plant Conservation*. North Point Press, San Francisco.
- 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.
- Naylor, R. L., et al. 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282: 883–884.
- Nei, M., T. Maruyama and R. Chakraborty. 1975. The bottleneck effect and genetic variability in populations. *Evolution* 29: 1–10.
- Nepstad, D. C. and 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., et al. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505–508.
- Neto, R. B. and D. Dickson. 1999. \$3 m deal launches major hunt for drug deals in Brazil. *Nature* 400: 302.
- Niemelä, J., D. Langor and J. R. Spence. 1993. Effects of clear cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: carabidae) in Western Canada. *Conservation Biology* 7: 551–561.
- Norse, E. A. (ed.). 1993. *Global Marine Biological Diversity: A Strategy for Building Conservation into Decision Making*. Island Press, Washington, D.C.
- Norton, B. G. 1991. *Toward Unity Among Environmentalists*. Oxford University Press, New York.
- Norton, B. G., M. Hutchins, E. F. Stevens and T. L. Maple. 1995. *Ethics on the Ark: Zoos, Animal Welfare, and Wildlife Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Noss, R. F. 1992. Essay: Issues of scale in conservation biology. In P. L. Fiedler and S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 239–250. Chapman and Hall, New York.
- Noss, R. F. and A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Noss, R. F., M. A. O'Connell and D. D. Murphy. 1997. *The Science of Conservation Planning: Habitat Conservation under the Endangered Species Act*. Island Press, Washington, D.C.
- Nunney, L. and D. R. Elam. 1994. Estimating the effective population size of conserved populations. *Conservation Biology* 8: 175–184.
- O'Brien, S. J. and J. F. Evermann. 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 254–259.

- Oates, J. F. 1999. *Myth and Reality in the Rainforest: How Conservation Strategies Are Failing in West Africa*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Odum, E. P. 1997. *Ecology: A Bridge Between Science and Society*. 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.
- Office of Technology Assessment of the U.S. Congress (OTA). 1993. Report Brief U.S. Government Printing Office, Pittsburgh.
- Oldfield, M. L. and Alcorn, J. B. (eds.). 1991. *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*. Westview Press, Boulder, CO.
- Olney, P. J. S. and P. Ellis (eds.). 1991. 1990 International Zoo Yearbook, vol. 30. Zoological Society of London, London.
- Olson, D. M. and E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502–515.
- Olson, S. L. 1989. Extinction on islands: Man as a catastrophe. In M. Pearl and D. Western (eds.), *Conservation Biology for the Twenty-first Century*, pp. 50–53. Oxford University Press, Oxford.
- Packer, C. 1992. Captives in the wild. *National Geographic* 181 (4): 122–136.
- Packer, C. 1997. Viruses of the Serengeti: Patterns of infection and mortality in African lions. *Journal of Animal Ecology* 68: 1161–1178.
- Packer, C., A. E. Pusey, H. Rowley, D. A. Gilbert, J. Martenson and S. J. O'Brien. 1991. Case study of a population bottleneck: Lions of the Ngorongoro Crater. *Conservation Biology* 5: 219–230.
- Palmer, M. E. 1987. A critical look at rare plant monitoring in the United States. *Biological Conservation* 39: 113–127.
- Panayotou, T. and P. S. Ashton. 1992. *Not by Timber Alone: Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests*. Island Press, Washington, D.C.
- Paoletti, M. G. (ed.). 1999. *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes*. Elsevier Science, Inc., New York.
- Parikh, J. and 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.
- Parmesan, C., et al. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579–583.
- 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.
- 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.
- Peres, C. A. and 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.
- Perrings, C. 1995. Economic values of biodiversity. In V. H. Heywood (ed.), *Global Biodiversity Assessment*, pp. 823–914. Cambridge University Press, Cambridge.
- Peterken, G. F. 1996. *Natural Woodland, Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Philippart, J. C. 1995. Is captive breeding an effective solution for the preservation of endemic species? *Biological Conservation* 72: 281–295.
- Pimental, D., C. Wilson, C. McCullum, et al. 1997. Economic and environmental benefits of diversity. *BioScience* 47: 747–757.
- Pimm, S. L. 1991. *The Balance of Nature?* University of Chicago Press, Chicago.
- Pimm, S. L., H. L. Jones and J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757–785.
- Pimm, S. L., M. P. Moulton, and L. J. Justice. 1995. Bird extinction in the Central Pacific. In J. H. Lawton and R. M. May (eds.), *Extinction Rates*, pp. 75–87. Oxford University Press, Oxford.
- Plotkin, M. J. 1993. *Tales of a Shaman's Apprentice*. Viking/Penguin, New York.
- Plucknett, D. L., N. J. H. Smith, J. T. Williams and N. M. Anishetty. 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.
- Poiani, K. A., B. D. Richter, M. G. Anderson and H. E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* 50: 133–146.
- Poole, J. 1996. *Coming of Age with Elephants: A Memoir*. Hyperion, New York.
- Popper, F. J. and D. E. Popper. 1991. The reinvention of the American frontier. *Amicus Journal* (Summer): 4–7.
- Porter, S. D. and D. A. Savignano. 1990. Invasion of polygyne fire ants decimates native ants and disrupts arthropod communities. *Ecology* 71: 2095–2106.
- Potem, C. J. 1991. A shameful harvest: America's illegal wildlife trade. *National Geographic* 180 (9): 106–132.
- Power, M. E., D. Tilman, J. A. Estes, B. A. Menges, et al. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46: 609–620.
- Power, T. M. 1991. Ecosystem preservation and the economy in the Greater Yellowstone area. *Conservation Biology* 5: 395–404.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn and J. H. Lawton. 1999. The gap between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484–492.
- Prescott-Allen, C. and R. Prescott-Allen. 1986. *The First Resource: Wild Species in the North American Economy*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Press, D., D. F. Doak and P. Steinberg. 1996. The role of local government in the conservation of rare species. *Conservation Biology* 10: 1538–1548.
- 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 and 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. 1996. Lessons from ecological theory: Dispersal, establishment and population structure. In D. A. Falk, C. I. Millar and M. Olwell (eds.), *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington, D.C.
- Primack, R. B. 1998a. *Essentials of Conservation Biology*, Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Primack, R. B. 1998b. Monitoring rare plants. *Plant Talk* 15: 29–35.
- Primack, R. B. and B. Drayton. 1997. The experimental ecology of reintroduction. *Plant Talk* 11 (October): 25–28.
- Primack, R. B. and S. L. Miao. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology* 6: 513–519.
- Primack, R. B. and T. Lovejoy (eds.). 1995. *Ecology, Conservation and Management of Southeast Asian Rainforests*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Primack, R. B., H. Kobori and S. Mori. In press. Dragonfly pond restoration promotes conservation awareness in Japan. *Conservation Biology*.
- Primack, R., D. Bray, H. Galletti and I. Ponciano (eds.). 1998. *Timber, Tourists, and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico*. Island Press, Washington, D.C.
- Pritchard, P. C. 1991. "The best idea America ever had": The National Parks service turns 75. *National Geographic* 180: 36–59.
- Quammen, D. 1996. *The Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinctions*. Scribner, New York.
- Rabinowitz, A. 1993. *Wildlife Field Research and Conservation Training Manual*. International Wildlife Conservation Park, New York.
- Radmer, R. J. 1996. Algal diversity and commercial algal products: New and valuable products from diverse algae may soon increase the already large market for algal products. *BioScience* 46: 263–270.
- Ralls, K. and J. Ballou. 1983. Extinction: Lessons from zoos. In C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde and 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. and R. L. Brownell. 1989. Protected species: Research permits and the value of basic research. *BioScience* 39: 394–396.
- Ralls, K., J. D. Ballou and A. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2: 185–193.
- Raup, D. M. 1992. *Extinction: Bad Genes or Bad Luck?* W. W. Norton & Company, New York.
- Raven, P. H. and E. O. Wilson. 1992. A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science* 258: 1099–1100.
- Reading, R. P. and S. R. Kellert. 1993. Attitudes toward a proposed reintroduction of black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Conservation Biology* 7: 569–580.
- Redfearn, J. 1999. OECD to set up global facility on biodiversity. *Science* 285: 22–23.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412–422.
- Redford, K. H. and B. D. Richter. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13: 1246–1256.
- Redford, K. H. and C. Padoch (eds.). 1992. *Conservation of Neotropical Rainforests: Working from Traditional Resource Use*. Columbia University Press, Irvington, NY.
- Redford, K. H. and J. A. Mansour (eds.). 1996. *Traditional Peoples and Biodiversity Conservation in Large Tropical Landscapes*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Reed, R. A., J. Johnson-Barnard and W. L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098–1107.
- 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. and K. R. Miller. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Reinartz, J. A. 1995. Planting state-listed endangered and threatened plants. *Conservation Biology* 9: 771–781.
- Repetto, R. 1992. Accounting for environmental assets. *Scientific American* 266 (June): 94–100.
- 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 and R. Heinzman (eds.), *Lessons from the Rainforest*. Sierra Club Books, San Francisco.
- Rich, B. 2000. Trading in dubious practices: OECD countries must stop export credit agencies funding environmentally damaging and immoral projects. *Financial Times*, February 24, 2000, p. 15.
- Richards, S. A., H. P. Possingham and J. Tizard. 1999. Optimal fire management for maintaining community diversity. *Ecological Applications* 9: 880–892.
- Richman, L. K., et al. 1999. Novel endotheliotropic herpes viruses fatal for Asian and African elephants. *Science* 283: 1171–1176.
- Ricketts, T. H., E. Dinerstein, D. M. Olson and C. Loucks. 1999. Who's where in North America? *BioScience* 49: 369–381.
- Roberts, D. L., R. J. Cooper and L. J. Petit. 2000. Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in Western Panama. *Conservation Biology* 14: 192–199.

- Robinson, J. G., K. H. Redford and E. L. Bennett. 1999. Wildlife harvest in logged tropical forests. *Science* 284: 595–596.
- Robinson, M. H. 1992. Global change, the future of biodiversity and the future of zoos. *Biotropica* (Special Issue) 24: 345–352.
- Rochelle, J. A., L. A. Lehman and J. Wisniewski (eds.). 1999. *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*. Koninklijke Brill NV, Leiden, Netherlands.
- Rogers, D. L. and F. T. Ledig. 1996. The Status of Temperate North American Forest Genetic Resources. U.S. Department of Agriculture Forest Service and Genetic Resources Conservation Program, University of California, Davis.
- Rolston, H. III. 1989. *Philosophy Gone Wild: Essays on Environmental Ethics*. Prometheus Books, Buffalo, NY.
- Rolston, H. III. 1994. *Conserving Natural Value*. Columbia University Press, New York.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon and E. C. Meslow. 1997. Biological corridors: Form, function, and efficiency. *BioScience* 47:677–687.
- Ruggiero, L. F., G. D. Hayward and J. R. Squires. 1994. Viability analysis in biological evaluations: Concepts of population viability analysis, biological population and ecological scale. *Conservation Biology* 8: 364–368.
- Russ, G. R. and A. C. Alcalá. 1996. Marine reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 6:947–961.
- Sæther, B. 1999. Top dogs maintain diversity. *Nature* 400: 510–511.
- Safina, C. 1993. Bluefin tuna in the West Atlantic: Negligent management and the making of an endangered species. *Conservation Biology* 7: 229–234.
- Salafsky, N. and R. Margoluis. 1999. Threat reduction assessment: A practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. *Conservation Biology* 13: 830–841.
- Saloniuk, P. 1999. Population growth in the United States and Canada: A role for scientists. *Conservation Biology* 13: 1518–1519.
- Salwasser, H., C. M. Schonewald-Cox and 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.
- Samways, M. J. 1994. *Insect Conservation Biology*. Chapman and Hall, London.
- Sayer, J. A. and S. Stuart. 1988. Biological diversity and tropical forests. *Environmental Conservation* 15: 193–194.
- Schaller, G. B. 1993. *The Last Panda*. University of Chicago Press, Chicago.
- Schemske, 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.
- Schneider, S. 1998. *Laboratory Earth: The Planetary Gamble We Can't Afford to Lose*. Basic Books, New York. Leading authority clearly explains the complex ideas of global climate change and why it is vitally important to take action.
- Schonewald-Cox, C. M. 1983. Conclusions: Guidelines to management: A beginning attempt. In C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde and L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*, pp. 414–445. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.
- Schlüter, R. E. and R. F. Raffauf. 1990. *The Healing Forest: Medicinal and Toxic Plants of the Northwest Amazonia*. Dioscorides Press, Portland.
- Schulz, H. N., T. Brinkhoff, T. G. Ferdelman, M. H. Marine, A. Teske and B. B. Jorgensen. 1999. Dense populations of a giant sulfur bacterium in Namibian shelf sediments. *Science* 284: 493–495.
- Schwartz, M. W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83–108.
- Scott, J. M. and B. Csuti. 1996. Gap analysis for biodiversity survey and maintenance. In M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson and E. O. Wilson (eds.), *Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*, pp. 321–340. John Henry Press, Washington, D.C.
- Scott, J. M., B. Csuti and 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 and D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 167–179. Westview Press, Boulder, CO.
- Sea World. 2000. Baleen whale population estimates. *Baleen Whales: Habitat and Distribution*, Sea World/Busch Gardens Animal Information Database. Data from 1996. http://jj.seaworld.org/baleen_whales/estimatesbw.html (April 10, 2000)
- Sessions, G. (ed.). 1995. *Deep Ecology for the 21st Century: Readings on the Philosophy and Practice of the New Environmentalism*. Shambala Books, Boston.
- Sexton, W. T., R. C. Szaro, N. C. Johnson and 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. 1995. Values and shortcomings of small reserves. *BioScience* 45: 80–88.
- 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.
- Simberloff, D. S. 1992. Do species-area curves predict extinction in fragmented forest? In T. C. Whitmore and J. A. Sayer (eds.), *Tropical Deforestation and Species Extinction*, pp. 75–89. Chapman and Hall, London.
- Simberloff, D. S. and L. G. Abele. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: Effects of fragmentation. *American Naturalist* 120: 41–50.

- Simberloff, D. S. and N. Gotelli. 1984. Effects of insularization on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation* 29: 27–46.
- Simmons, R. E. 1996. Population declines, variable breeding areas and management options for flamingos in Southern Africa. *Conservation Biology* 10: 504–515.
- Skole, D. L., W. H. Chomentowski, W. A. Salas and 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 and K. R. Walter. 1993. How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology and Evolution* 8: 375–378.
- Society for Ecological Restoration. 1991. Program and abstracts, 3rd Annual Conference, Orlando, FL. 18–23 May 1991.
- Soltis, P. S. and M. A. Gitzendanner. 1999. Molecular systematics and the conservation of rare species. *Conservation Biology* 13: 471–483.
- 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. and D. Simberloff 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19–40.
- Soulé, M. E. and J. Terborgh. 1999. *Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks*. Island Press, Washington, D.C.
- Sparrow, H. R., T. D. Sisk, P. R. Ehrlich and 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.
- Stanley, T. 1995. Ecosystem management and the arrogance of humanism. *Conservation Biology* 9: 254–262.
- Stanley-Price, M. R. 1989. *Animal Re-introductions: The Arabian Oryx in Oman*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stattersfield, A. J., M. J. Crosby, A. J. Long and D. C. Wege. 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. BirdLife International, Cambridge.
- Stearns, B. P. and S. C. Stearns. 1999. *Watching, From the Edge of Extinction*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Steer, A. 1996. Ten principles of the New Environmentalism. *Finance and Development* 33 (4): 4–7.
- Stein, B. A. and S. R. Flack. 1997. *Species Report Card: The State of U.S. Plants and Animals*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Stephenson, N. L. 1999. Reference conditions for giant sequoia forest restoration: Structure, process, and precision. *Ecological Applications* 9: 1253–1265.
- Stolzenburg, W. 1992. The mussels' message. *Nature Conservancy* 42: 16–23.
- Sutherland, W. J. and D. A. Hill. 1995. *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Swanson, F. J. and R. E. Sparks. 1990. Long-term ecological research and the invisible place. *BioScience* 40: 502–508.
- Szaro, R. C. and D. W. Johnston (eds.). 1996. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press, New York.
- Tangley, L. 1986. Saving tropical forests. *BioScience* 36: 4–15.
- Taylor, V. J. and N. Dunstone (eds.). 1996. *The Exploitation of Mammal Populations*. Chapman and Hall, London.
- Tear, T. H., J. M. Scott, P. H. Hayward and B. Griffith. 1993. Status and prospects for success of the Endangered Species Act: A look at recovery plans. *Science* 262: 976–977.
- 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. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, D.C.
- Thapa, B. 1998. Debt-for-nature swaps: An overview. *International Journal of Sustainable Development of the World and Ecology* 5: 249–262.
- The Nature Conservancy. 1996. *Designing a Geography of Hope: Guidelines for Ecoregion-Based Conservation in The Nature Conservancy*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- 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.
- Thomas, C. D. and J. C. G. Abery. 1995. Estimating rates of butterfly decline from distribution maps: The effect of scale. *Biological Conservation* 73: 59–65.
- Thomas, C. D. and J. Lennon. 1999. Birds extend their ranges northwards. *Nature* 399: 213.
- Thornhill, N. W. (ed.). 1993. *The Natural History of Inbreeding and Outbreeding*. University of Chicago Press, Chicago.
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of change in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80: 1455–1474.

- Tilman, D., D. Wedin, J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718–720.
- Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. Ciencia y Desarrollo. Conacyt, México City.
- Toledo, V. M. 1991. Patzcuaro's lesson: Nature, production and culture in an indigenous region of Mexico. In M. L. Oldfield and J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 147–171. Westview Press, Boulder, CO.
- Tuljapurkar, S. and H. Caswell (eds.). 1997. Structured-Population Models and Marine, Terrestrial and Freshwater Systems. International Thompson Publishing, Florence, KY.
- Tunnicliffe, V. 1992. Hydrothermal-vent communities of the deep sea. *American Scientist* 80: 336–349.
- Tuxill, J. 1999. Nature's Cornucopia: Our Stake in Plant Diversity. World Watch Institute, Washington, D.C.
- UNDP/UNEP/World Bank. 1994. Global Environment Facility: Independent Evaluation of the Pilot Phase. The World Bank, Washington, D.C.
- UNESCO, Division of Ecological Sciences. 1996. World Network of Biosphere Reserves. UNESCO, Paris, France.
- UNESCO. 1996. The World Network of Biosphere Reserves. UNESCO, Paris, France.
- 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.
- United States National Park Service. 2000a. Designation of national park system units. The National Park Service ParkNet. Last revised 28 March 2000. <http://www.nps.gov/legacy/nomenclature.html> (April 12, 2000)
- United States National Park Service. 2000b. The national park system acreage. The National Park Service ParkNet. Last revised 28 March 2000. <http://www.nps.gov/legacy/acreage.html> (April 12, 2000)
- Valutis, L. L. and J. M. Marzluff. 1999. The appropriateness of puppet-rearing birds for reintroduction. *Conservation Biology* 13: 584–591.
- Van de Veer, D. and C. Pierce. 1994. The Environmental Ethics and Policy Book: Philosophy, Ecology, Economics. Wadsworth Publishing Company, Belmont, CA.
- Van Driesche, R. G. and T. J. Bellows. 1996. Biological Control. Chapman and Hall, New York.
- Vane-Wright, R. I., C. R. Smith and I. J. Kitching. 1994. A scientific basis for establishing networks of protected areas. In P. L. Forey, C. J. Humphries and R. I. Vane-Wright (eds.), *Systematics and Conservation Evaluation*. Oxford University Press, New York.
- Veech, J. A. 2000. Choice of species-area function affects identification of hotspots. *Conservation Biology* 14: 140–147.
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75: 1861–1876.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope and R. Westerbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478.
- Vogel, J. H. 1994. *Genes for Sale: Privatization as a Conservation Policy*. Oxford University Press, New York.
- von Droste, B., H. Plachter and M. Rossler (eds.). 1995. *Cultural Landscapes of Universal Value*. Gustav Fischer Verlag, New York.
- Wallace, S. S. 1999. Evaluating the effects of three forms of marine reserves on northern abalone populations in British Columbia, Canada. *Conservation Biology* 13: 882–887.
- Waller, G. (ed.). 1996. *Sealife: A Guide to Marine Environment*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Wallis deVries, M. F. 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology* 9: 25–33.
- Ward, D. M., R. Weller and M. M. Bateson. 1990. 16 rRNA sequences reveal numerous uncultured microorganisms in a natural community. *Nature* 345: 63–65.
- Ward, G. C. 1992. India's wildlife dilemma. *National Geographic* 181: 2–29.
- Watling, L. and E. A. Norse. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12: 1180–1197.
- Weiss, S. B. 1999. Cars, cows, and checkerspot butterflies: Nitrogen deposition and the management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conservation Biology* 13: 1476–1486.
- Wells, M. and K. Brandon. 1992. People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities. The World Bank/WWF/USAID, Washington, D.C.
- Wells, M. P. and K. Brandon. 1993. The principles and practices of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. *Ambio* 22: 157–172.
- Westemeier, R. L., et al. 1998. Tracking the long-term decline and recovery of an isolated population. *Science* 282: 1695–1698.
- Western, D. 1989. Conservation without parks: Wildlife in the rural landscape. In D. Western and M. Pearl (eds.), *Conservation for the Twenty-first Century*, pp. 158–165. Oxford University Press, New York.
- Western, D. 1997. In the Dust of Kilimanjaro. Island Press, Washington, D.C.
- Western, D. and J. Ssemakula. 1981. The future of the savannah ecosystem: Ecological islands or faunal enclaves? *African Journal of Ecology* 19: 7–19.

- Western, D., R. M. Wright and 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 and M. Olwell (eds.), *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington, D.C.
- White, P. S. and J. L. Walker. 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 338–349.
- 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.
- Wijnstekers, W. 1992. *The Evolution of CITES*. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland.
- Wilcove, D. S. 1999. *The Condor's Shadow: The Loss and Recovery of Wildlife in America*. W. H. Freeman, New York.
- Wilcove, D. S. and L. Y. Chen. 1998. Management costs for endangered species. *Conservation Biology* 12: 1405–1407.
- Wilcove, D. S. and R. M. May. 1986. National park boundaries and ecological realities. *Nature* 324: 206–207.
- Wilcove, D. S., C. H. McLellan and 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.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips and E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607–615.
- Wilcove, D. S., M. McMillan and K. C. Winston. 1993. What exactly is an endangered species? An analysis of the U.S. Endangered Species List: 1985–1991. *Conservation Biology* 7: 87–93.
- Wilkes, G. 1991. In situ conservation of agricultural systems. In M. L. Oldfield and J. B. Alcorn (eds.), *Biodiversity: Culture, Conservation and Ecodevelopment*, pp. 86–101. Westview Press, Boulder, CO.
- Wilkinson, C., et al. 1999. Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean: An ENSO impact and a warning of future change? *Ambio* 28: 188–196.
- Willers, B. 1994. Sustainable development: A New World deception. *Conservation Biology* 8: 1146–1148.
- Williams, J. D. and R. M. Nowak. 1993. Vanishing species in our own backyard: Extinct fish and wildlife of the United States and Canada. In L. Kaufman and K. Mallory (eds.), *The Last Extinction*, pp. 107–140. MIT Press, Cambridge, MA.
- Wilson, D. E. and R. F. Cole. 1998. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols and R. Rudran. 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Biological Diversity Handbook Series. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- 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.
- Wilson, E. O. and D. L. Perlmann. 1999. *Conserving Earth's Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Wilson, M. A. and S. R. Carpenter. 1999. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971–1997. *Ecological Applications* 9: 772–783.
- World Conservation Monitoring Centre (WCMC). 1992. *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. Chapman and Hall, London.
- 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 Resources Institute (WRI). 1998. *World Resources 1998–99*. Oxford University Press, New York.
- Wright, R. G., J. G. MacCracken and 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.
- Wright, S. J., H. Zeballos, I. Domínguez, M. M. Gallardo, M. C. Moreno and R. Ibañez. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227–239.
- WWF/IUCN. 1997. *Centres of Plant Diversity: A guide and strategy for their conservation*, 3: North America, Middle America, South America, Caribbean Islands. Cambridge, UK.
- Yaffee, S. L. 1999. Three faces of ecosystem management. *Conservation Biology* 13: 713–725.
- Yaffee, S. L. et al. 1996. *Ecosystem Management in the United States: An Assessment of Current Experience*. Island Press, Washington, D.C.
- Yoakum, J. and 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, O. R. (ed.). 1999. *The Effectiveness of International Environmental Regimes: Causal Connections and Behavioral Mechanisms*. MIT Press, Cambridge, MA.

- Young, R. A., D. J. P. Swift, T. L. Clarke, G. R. Harvey and P. R. Betzer. 1985. Dispersal pathways for particle-associated pollutants. *Science* 229: 431–435.
- Young, T. P. 1994. Natural die-offs of large mammals: Implications for conservation. *Conservation Biology* 8: 410–418.
- Zedler, J. B. 1996. Ecological issues in wetland mitigation: An introduction to the forum. *Ecological Applications* 6: 33–37.
- Zonneveld, I. S. and R. T. Forman (eds.). 1990. *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New York.

Учебно-методическое издание

Серия учебных пособий “Сохранение биоразнообразия”
Научный руководитель серии *Николай Сергеевич Касимов*

ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ БИОРАЗНООБРАЗИЯ

Ричард Примак

Редактор С.Б. Шапошникова
Корректор Н.Н. Сидоркина
Дизайн обложки И.Н. Касимова
Верстка и дизайн А.Ю. Гектина

Подписано в печать 14.05.02. Формат бумаги 60x90 1/16
Бумага офсетная № 1
Усл. печ. л. 12,7. Уч.-изд. л. 15,9
Тираж 1000 экз.

Издательство Научного и учебно-методического центра
117218, Москва, Б. Черемушкинская ул., 34
Лицензия ИД № 03683

Отпечатано с готового оригинал-макета в
типографии “ТИССО-ПОЛИГРАФ”
109088, Москва, Шарикоподшипниковская ул., 4
Заказ типографии № 348



Редкие и исчезающие животные России

[English](#)

[О проекте](#)

[Новости](#)

[Классификация животных](#)

[Голоса животных](#)

[Библиотека](#)

[Видео сюжеты](#)

[Поиск](#)

[Ссылки](#)

[Подпишись на новости!](#)

[Вебмастеру!](#)

[Форум](#)

[Гостевая книга](#)



**Проект Экологического центра МГУ им М.В. Ломоносова
к 250-летию Московского Университета**

В соответствии с российским и международным авторским правом запрещается перемещение на данном сайте материалов, а также их использование без цитирования источника. Запрещается использование данных материалов в издательской или коммерческой деятельности без согласования с Экоцентром МГУ (095)-932-89-82.