

Ostravská univerzita

U 7988 A

Biologické principy ochrany přírody

Richard B. Primack, Pavel Kindlmann, Jana Jersáková



Primack, Richard B.

Biologické principy ochrany přírody / Richard B. Primack,
Pavel Kindlmann, Jana Jersáková ; [z amerického originálu ...
přeložili Jana Jersáková a Pavel Kindlmann]. -- Vyd. 1. -- Praha
: Portál, 2001. -- 352 s.

Název originálu: A primer of conservation biology
ISBN 80-7178-552-0

574 * 502.17 * 502.131.1

- ekologie
- biodiverzita
- ochrana přírody
- trvale udržitelný rozvoj
- učebnice

Kniha vychází s podporou následujících institucí:



Správa chráněných krajinných oblastí ČR



Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

Lektoroval: RNDr. Tomáš Kučera, PhD.

Recenzovali: Ing. František Urban a RNDr. Jan Plesník, CSc.

Původní americké vydání:

A Primer of Conservation Biology

Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, U.S.A.

© 2000 by Sinauer Associates, Inc.

České vydání:

Translation © Jana Jersáková a Pavel Kindlmann, 2001

© Portál, s. r. o., Praha 2001

ISBN 80-7178-552-0

Předmluva k českému vydání (František Urban).....	9
Poděkování.....	10
KAPITOLA 1	
Biologie ochrany přírody a biologická diverzita	11
Mezioborový přístup biologie ochrany přírody: příkladová studie	12
Proč potřebujeme biologii ochrany přírody?	15
Filozofické pozadí biologie ochrany přírody	17
Co je biologická diverzita?	18
Druhová diverzita	20
Genetická diverzita	24
Diverzita společenstev a ekosystémů	24
Měření biologické rozmanitosti	32
Rozložení biologické diverzity na Zemi	34
Kolik druhů žije na světě?	39
Vymírání a ekonomika: ztráta něčeho hodnotného	42
Obecné schéma vymírání	42
Ekologická ekonomie	43
Zdroje ve společném vlastnictví	45
Přímé ekonomické hodnoty	46
Spotřební užitná hodnota	47
Výrobní užitná hodnota	48
Nepřímé ekonomické hodnoty	52
Nespotřební užitná hodnota	53
Opční hodnoty	60

Existenční hodnota	62
Etika životního prostředí	63
Hlubinná ekologie	67
Závěr	67
Doporučená literatura	69

KAPITOLA 2

Ohrožení biologické diverzity 71

Rychlost vymírání	71
Vymírání vyvolané lidmi	74
Rychlost vymírání na pevnině a v mořích	76
Míra vymírání na ostrovech	77
Ostrovni biogeografie a současná míra vymírání	79
Příčiny vymírání	82
Úbytek stanovišť	86
Fragmentace stanovišť	95
Degradace stanovišť a znečištění	100
Nadměrné využívání zdrojů	109
Invazní druhy	113
Nemoci	120
Náchylnost k vymírání	122
Souhrn	126
Doporučená literatura	128

KAPITOLA 3

Ochrana na úrovni druhů a populací 129

Ochrana populací směřující k druhové ochraně	129
Malé populace jsou zvláště ohroženy	131
Problémy malých populací	132
Ztráty genetické variability	132
Efektivní velikost populace	135
Demografické výkyvy	138
Katastrofy a změny v životním prostředí	139
Extinkční víry	140
Bionomie a ekologie druhů	141
Shromažďování ekologických informací	142
Monitorování populací	143
Analýza životaschopnosti populace	147
Metapopulace	149
Zakládání nových populací	154

Pravidla pro úspěšné programy	156
Sociální chování vypouštěných zvířat	160
Zakládání nových rostlinných populací	161
Nové populace a legislativa	163
Strategie ochrany přírody ex situ	164
Zoologické zahrady	167
Akvária	170
Botanické zahrady a arboreta	171
Kategorie ochrany druhů	176
Právní ochrana druhů	182
Státní legislativa	183
Mezinárodní dohody	187
Další mezinárodní dohody týkající se druhové ochrany	192
Souhrn	192
Doporučená literatura	194

KAPITOLA 4

Ochrana přírody na úrovni společenstev 195

Chráněná území	196
Existující chráněná území	200
Účinnost chráněných území	202
Stanovení priorit ochrany přírody	203
Mezinárodní dohody	213
Ekologické sítě v rámci Evropy	219
Projektování chráněných oblastí	223
Velikost přírodních rezervací	227
Minimalizace okrajových a štěpících efektů	229
Biokoridory	230
Krajinná ekologie a projektování chráněných území	232
Management chráněných území	234
Management biotopů	237
Správa chráněných území a místní obyvatelé	239
Okolí chráněných území	244
Život v přírodě vně afrických parků	244
Strategie úspěchu	245
Ekosystémový management	248
Ekologická obnova	251
Ekologická obnova v praxi	256
Hlavní kandidáti na ekologickou obnovu	256
Mokřady	258

Jezera	258
Městská území	260
Prérie	260
Tropické opadavé lesy	262
Ekologická obnova a budoucnost ochrany přírody	264
Souhrn	264
Doporučená literatura	265
KAPITOLA 5	
Ochrana přírody a trvale udržitelný rozvoj	267
Státní správa	268
Státní správa na místní úrovni	269
Státní správa na národní úrovni	273
Tradiční společnost a trvale udržitelný rozvoj	274
Vztahy tradičních národů k přírodě	276
Místní obyvatelé versus ochrana přírody	278
Biologická a kulturní rozmanitost	279
Zapojení tradičních společností do zájmů ochrany přírody	281
Mezinárodní přístupy k ochraně přírody a trvale udržitelnému rozvoji ...	289
Vrcholná setkání	289
Financování programů trvale udržitelného rozvoje	291
Mezinárodní finanční prostředky	294
Finanční prostředky v rozvojových zemích	295
Mezinárodní banky pro rozvoj versus ničení ekosystémů	296
Nepodařené rozvojové projekty: případová studie	296
Reforma rozvojových půjček	299
Agenda pro budoucnost	301
Role ochránců přírody	306
Souhrn	310
Doporučená literatura	311
Epilog (Tomáš Kučera)	313
Literatura	315
Literatura	317
Rejstřík	343

Předmluva k českému vydání

Není sporu o tom, že ochrana přírody se v celém světě těší stále větší oblibě. Rostoucí počet publikací se však stává poněkud nepřehledným, a protože většina z nich se zabývá dílčími problémy ochrany přírody, stále je pociťován nedostatek knih, které by tuto problematiku osvětlovaly z širšího pohledu a mohly sloužit i jako učebnice pro studenty všech typů škol.

Českému čtenáři se nyní dostává do rukou základní učebnice biologie ochrany přírody, která vhodně zaplňuje volný prostor v této oblasti. Byla napsána ve Spojených státech amerických a místy se může zdát, že je trochu poplatná místu svého vzniku. Autoři českého překladu se však – se svolením autora publikace, působícího na Bostonské universitě – snažili českému čtenáři přiblížit text četnými příklady a doplnit aktualizacemi z českého prostředí. Tento záměr se jim skvěle vydařil – příručka poskytuje mnoho užitečných informací ze středoevropského prostoru a z České republiky zvláště. Lze dokonce říci, že v současné době neexistuje obecně přístupná publikace, která by řadu důležitých informací o naší ochraně přírody prezentovala tak přehledným způsobem.

Věřím, že kniha bude přijata příznivě nejen čtenáři-studenty, ale i zájemci o ochranu přírody ze všech skupin obyvatelstva. A přeji všem, kterým se dostane do rukou, aby v ní našli poučení a aby je četba inspirovala k praktickým činnostem, které naše dost těžce zkoušená příroda naléhavě potřebuje, protože bez zdravé přírody nepřežijeme; žádná technika ji nenahradí a jakýkoli blahobyt bez ní přestává být blahobytem.

Ing. František Urban

Biologie ochrany přírody se snaží o zachování toho nejcennějšího, co na planetě Zemi existuje – její biologické diverzity. Tato kniha je proto věnována všem, kdo vyučují tento obor a snaží se ukázat ostatním cestu, jak najít správnou rovnováhu mezi ochranou biologické diverzity a lidskými potřebami. Pokud se nám podaří vzbudit ve čtenáři pocit, že ztrátou biodiverzity ztrácíme cosi skutečně cenného, a aktivní zájem o to, jak může on sám pomoci této ztrátě zabránit, pak naše kniha splnila svůj účel.

Poděkování

Rádi bychom poděkovali nakladatelství Sinauer Associates za nezištné povolení vytisknout tuto knihu v češtině. Obzvláště chceme poděkovat Marii Scavotto a Chrisu Smallové za všeobecnou podporu ve všech ohledech. Části anglické verze tohoto textu recenzovali Sevima Aktay, Phil Cafaro, Daniel Janzen, Tigga Kingston, Charles Munn, Bruce Rich a Lisa Sorenson; mnoha dalším osobám vděčíme za poskytnutí specifických informací z jejich oborů. Elizabeth Platt, Phil Cafaro, April Algaier Stern, Linus Chen značnou měrou přispěli ke tvorbě původní anglické verze, první autor dále vděčí za stálou podporu Kamaljit Bawovi and Margaret Primackové.

Práce na české verzi byla podpořena projektem č. K6005114 GA AV ČR. Chtěli bychom velice poděkovat především lektoru Tomáši Kučerovi za připomínky a doplnění během celé přípravy rukopisu, dále recenzentům za pozorné přečtení a mnohé poznámky a také redaktorce Idě Vaňkové. Jsme velice zavázáni Andree Kučerové, Jiřímu Guthovi a Ivaně Jongepierové za části specializovaných textů do některých boxů; Zdeňku Veselovskému, Vojtěchu Novotnému, Zdeňce Křenové, Janu Lepšovi, Karlu Prachovi, Milanu Jílkovi, Svatomíru Mlčochovi, Evě Cudlínové, V. Filipovi, I. Hájkové a L. Adamcovi za konzultace a nezištné poskytnutí fotografií; dále pak Carlu Kreutzovi, Františku Gryczovi, Věře Horské, Michalu Bercovi a mnoha dalším za rady, názory a připomínky k rukopisu. Náš obzvláštní dík patří Tomáši Hájkovi a Daně Kindlmannové za toleranci a podporu během naší práce.

Se svolením svých spoluautorů bych rád věnoval české vydání této knihy památce dvou lidí, kterým ve svém životě vděčím za úplně nejvíce a kteří ještě před rokem stáli u jejího zrodu. Jedním z mých nesplněných přání navždy zůstane to, aby si ji dnes mohli přečíst...

květen 2001
Pavel Kindlmann

Biologie ochrany přírody a biologická diverzita

Přírodní společenstva, jejichž vývoj trval miliony let, jsou po celém světě devastována lidskou činností. Řada druhů vymírá následkem nadměrného lovu, poškozování biotopů a náporu zavlečených predátorů (dravců) a konkurentů (Heywood, 1995; Lawton & May, 1995). Přírodní hydrologické a chemické cykly jsou narušovány odstraňováním vegetačního krytu, což způsobuje erozi o objemu miliard tun půdy ročně. Tato půda je pak splavována do řek, jezer a oceánů. Genetická rozmanitost se snižuje dokonce i v rámci druhů s jinak zdravými populacemi. Současné ovzduší naší planety Země je narušováno kombinací atmosférického znečištění a odlesňování. Nynější ohrožení biologické diverzity nemá v minulosti precedens, neboť druhům nikdy předtím nehrozilo vymírání v tak krátkém časovém úseku jako dnes. Ohrožení biologické rozmanitosti (biodiverzity) se stupňuje vlivem prudce se zvyšujících nároků lidské populace a vzrůstající materiální spotřeby.

Tato zoufalá situace je znásobována nerovnoměrným rozmístěním světového bohatství a zdrcující bídou mnoha tropických zemí, v nichž se však vyskytuje velké množství druhů. Navíc mnoho vlivů působí na snižování biologické diverzity synergicky, což znamená, že kombinace několika nezávislých faktorů, jako je kyselý déšť, těžba dřeva a přemíra lovu, ještě přispívá ke zhoršování situace (Myers, 1987). Negativní ovlivňování biologické rozmanitosti se jistě projeví i na lidské populaci, protože lidé jsou závislí na životním prostředí, z něhož využívají vzduch, vodu, suroviny, potravu a ostatní produkty.

Lavinovité vymírání druhů a ničení přírodního prostředí na celém světě může řadu lidí trápit, přičemž někteří z nich to mohou chápat jako výzvu k zastavení této zkázy. Jedním z nich je Peter Raven, ředitel botanické zahrady v Missouri, který o snižování biologické diverzity říká (Tangley, 1986): „Můžete o snižování biologické diverzity přemýšlet v celosvětovém měřítku – a pak je to pesimistické a neřešitelné – nebo můžete přemýšlet o jednotlivých otázkách, tyto otázky řešit, a tím problém aspoň trochu zmen-

šit.“ Nejbližší léta a desetiletí budou rozhodovat o tom, jak velká část světové biodiverzity se zachová. To, které druhy a jaká společenstva přežijí v budoucnosti, závisí na právě probíhajících programech ochrany druhů, na vytváření nových chráněných území a na ochraně existujících národních parků a rezervací.

Biologie ochrany přírody (ochranářská biologie, konzervační biologie, v angličtině conservation biology) je vědecká disciplína, která byla vyvinuta pro řešení těchto problémů. Řešení krize týkající se snižování biodiverzity spojuje lidi a znalosti z mnoha oborů. V budoucnosti, až se lidé ohlédnou zpět na konec dvacátého století a na počátek století jednadvacátého, snad uvidí, že relativně malá skupina lidí zachránila řadu druhů a společenstev před vymřením.

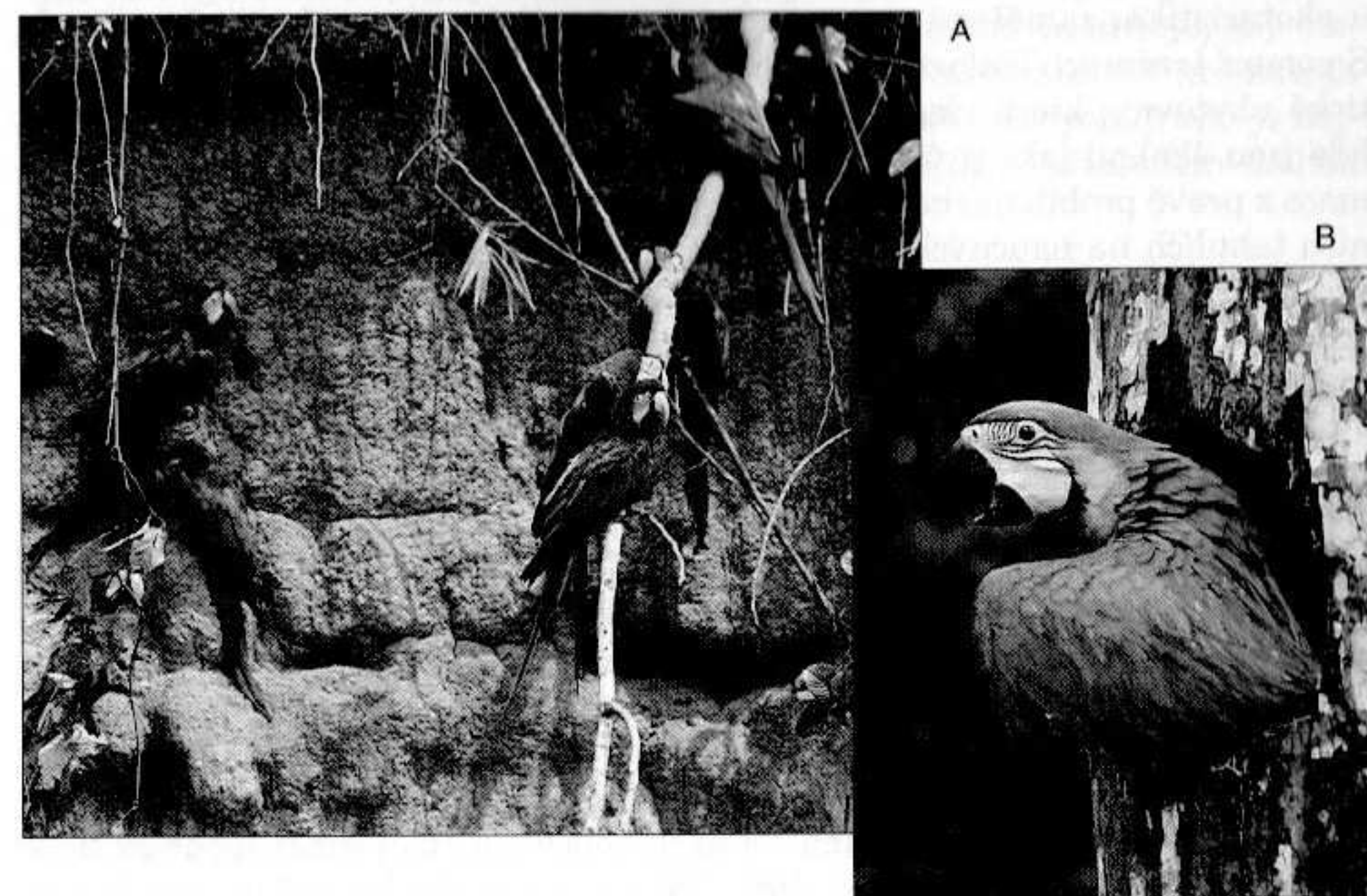
Mezioborový přístup biologie ochrany přírody: příkladová studie

Papoušci ara jsou většině lidí známi jako velcí, jasně zbarvení papoušci s roztomile škodolibou inteligencí, což z nich činí klauny ptačího světa. Volně žijící papoušci ara jsou v současnosti ohroženi, neboť se stali oblíbenými domácími mazlíčky. Programy na ochranu těchto papoušků jsou typickým příkladem mezioborového přístupu biologie ochrany přírody.

Devět ze šestnácti druhů papoušků ara, kteří žijí v tropických lesích Jižní Ameriky, je ohroženo a přinejmenším jeden druh, ara Spixův (*Cyanopsitta spixi*), je bezprostředně ohrožen vyhynutím. Soustavný odchyt a lov volně žijících ptáků, ničení lesa – to vše se podílí na dramatickém úbytku počtu jedinců všech druhů. Protože k úbytku papoušků ara přispívá řada faktorů, není žádným překvapením, že pro ochranu těchto ptáků je nutné spojit znalosti z více oborů.

Kromě toho, že jsou populární jako domácí mazlíčci, se o volně žijících papoušcích ara až donedávna mnoho nevědělo – zejména proto, že jsou rozšířeni v nepřístupných oblastech tropických lesů. Jednou z takových oblastí je deštný prales jihovýchodního Peru, kde terénní biologové z organizace Wildlife Conservation Society (WCS) vedou od roku 1984 výzkum osmi druhů rodu ara (Muron, 1992, 1994; Diamond, 1999). Nejprve se tito vědci zaměřili na poznání základní biologie druhů, jako jsou potravní nároky, reprodukční chování a další životní potřeby. Přitom byl pozorován zvláštní typ chování, kdy se velká množství papoušků seskupují na izolovaných jílovitých stěnách a tímto jílem se živí (obr. 1.1). Původní hypotéza pokoušející se vysvětlit jejich záhadné chování byla, že tito papoušci potřebují stopové prvky z jílu jako doplněk potravy při konzumování semen a ovoce. Biochemický výzkum však ukázal, že jíl je nezbytný pro detoxikaci jedovatých látek obsažených v semenech, která ptáci žerou. Protože se jíl vyskytuje jen na malém území, papoušci sem pro něj přilétají z širokého okolí.

Obr. 1.1 A. Papoušci druhu ara zelenokřídlý (*Ara chloroptera*) se shromažďují na strmých stěnách, kde se živí jílem. B. Jiný druh papoušků, ara ararauna (*Ara ararauna*), využívá ke hnízdění dutiny stromů. (Foto © Charles Munn)



I před tímto objevem si byli biologové vědomi, že je třeba rychle zabránit úbytku papoušků ara. Ke snižování velikosti jejich populací přispívají těžební dřevařské společnosti zasahující do jejich biotopů, dále místní indiáni a osadníci, kteří je loví na jídlo nebo je chytají a prodávají jako domácí mazlíčky. Politické lobování ze strany organizací na ochranu přírody vedlo k zákazu mezinárodního obchodu s papouškami ara ve většině amerických tropických zemí i v USA. Avšak v důsledku obchodování v rámci jednotlivých tropických zemí, kvůli děravým zákonům a rostoucímu černému trhu tlak na volně žijící populace těchto papoušků pokračuje. Je proto třeba vytvořit další programy na ochranu jejich biotopů a na zabránění jejich odchytu. Díky objevu závislosti papoušků na jílu nyní víme, že každá chráněná oblast zřízená pro tyto ptáky musí obsahovat klíčové zdroje pro zajištění jejich trvalého přežívání. Tendence papoušků ara zdržovat se u těchto zdrojů je činí snadno napadnutelnými. Biologové se proto snaží najít cestu, jak zabránit jejich odchytu.

Výsledkem výzkumu WCS, biologů a ostatních vědců pracujících v této oblasti je vytčení několika bodů nutných k ochraně papoušků ara a jejich biotopů, včetně jílových útvarů. Nové, stávající a navržené národní parky v Peru, jako je Národní park Manu a oblast Tambopata-Candamo o velikosti 1,5 mil. ha, byly po zralé úvaze vybrány tak, aby obsahovaly hodně jílových

stěn a vhodné lesní biotopy. Správa parků je navržena tak, aby poskytovala zaměstnání místním obyvatelům a zajišťovala park ekonomicky.

Klíčovými prvky strategie trvale udržitelného rozvoje parku je sklizeň ořechů para, vytváření obchodních zón na okrajích parků s využitím těžby zlata a ekoturistika, zaměřená na pozorování papoušků ara na jílovitých stěnách. S pomocí terénních biologů byly vybudovány v parku a na jeho hranicích turistické ubytovny, které vlastní, řídí a spravuje domorodé obyvatelstvo. Místní lidé jsou školeni jako průvodci, vědečtí asistenti a zaměstnanci parku. Informace z právě probíhajícího vědeckého programu jsou publikovány na informačních tabulích na naučných stezkách, ve vzdělávacích videoprogramech a v turistických brožurách. Někteří místní lidé již spatřují v papoušcích ara nejen jídlo, ale především ekonomickou budoucnost země. Výsledkem aktivní spolupráce s místními obyvateli je udržování krásy a přírodního bohatství parku.

Terénní biologové v této oblasti také pomáhají domorodcům získat zákonné vlastnictví půdy, aby se tito lidé mohli podílet na utváření dlouhodobého rozvoje oblasti a těžit z finančně výhodné ekoturistiky. Programy ochranné zóny Tambopata-Candamo vypadají slibně, neboť při vývoji parku počítají s pomocí místních lidí. Někteří biologové se však přiklánějí k představě parku jako přírodní rezervace s minimálním lidským vlivem.

Vytváření chráněných území pro papoušky ara je značným přínosem pro jejich záchranu. Další dva nedávné objevy týkající se reprodukčního chování papoušků mohou být užitečné při obnovování jejich populací.

Za prvé, ornitologové pracující v jiných oblastech Jižní Ameriky objevili, že papoušci ara mají specifické požadavky na místa pro hnízdění – obvykle to jsou dutiny v kmenech velkých stromů. Vhodných dutin bývá málo a jsou od sebe vzdálené. Pokud nejsou žádné dutiny k dispozici, páry nezahnízdí. Proto vědci WCS navrhli dřevěné a plastové hnízdní budky, které mohou být připevněny na kmeny stromů. Tři druhy papoušků (*Ara macao*, *Ara ararauna* a *Anodorhynchus hyacinthinus*) projevíly ochotu v nich zahnízdit. Rozmístění budek po parku může nejen pomoci zvýšit populační hustotu druhů (tj. počet jedinců na jednotku plochy), ale také dovoluje papouškům zahnízdit v těžkých lesích, ze kterých byly odstraněny velké stromy.

Za druhé, vědci zjistili, že ačkoli papoušci ara často kladou dvě vejce, pouze starší mládě přežívá. Vědci proto mohou později mladší mládě odebrat a uměle ho odchovat. Uměle odchovaná mláďata, která jsou již schopna letu, se připojují k divokému hejnu na jílovitých stěnách.

Tyto a další techniky, které jsou výsledkem probíhajícího výzkumu, jsou začleňovány do záchranných programů v Bolívii a Brazílii, kde jsou druhy papoušků ara značně ohroženy. Nejvýznamnějším přínosem projektu biologie ochrany přírody je interdisciplinární přístup k práci. Vědci, kteří se již dlouho podílejí na ochraně důležitých, ale špatně známých druhů, zjistili, že je potřeba značné politické aktivity, aby se jim podařilo vytvořit zákonem chráněná území, prosadit kontrolu mezinárodního obchodu s druhy a vytvořit

ekonomicky vhodné příležitosti pro místní obyvatele v prosperující ekoturistice. Důležité je i zařazování výsledků výzkumu do plánů managementu, v tomto případě konstrukce umělých hnízd a umělého odchovu mláďat. Zveřejňování výsledků ochrany v široce dostupných publikacích, jako je National Geographic, a ve filmech pro mezinárodní televizi vědcům umožňuje, aby metody vyvinuté v tomto projektu mohly být využity v záchranných projektech i v jiných zemích. Závěrem lze říci, že pro záchranu ohrožených druhů je nejvýhodnější sledovat problémy z několika různých úhlů – příkladem mohou být hlediska biologická, ekonomická a sociologická.

Proč potřebujeme biologii ochrany přírody?

Biologie ochrany přírody je multidisciplinárním vědním oborem, který se zrodil v důsledku krize biologické diverzity (Wilson, 1992; Meffe & Carroll, 1997; Primack, 1998). Tento obor má tři hlavní cíle:

1. sledovat a popisovat rozmanitost živých organismů;
2. porozumět vlivu lidských aktivit na jednotlivé druhy, společenstva a ekosystémy;
3. vyvinout praktické mezioborové přístupy k ochraně a obnově biodiverzity.

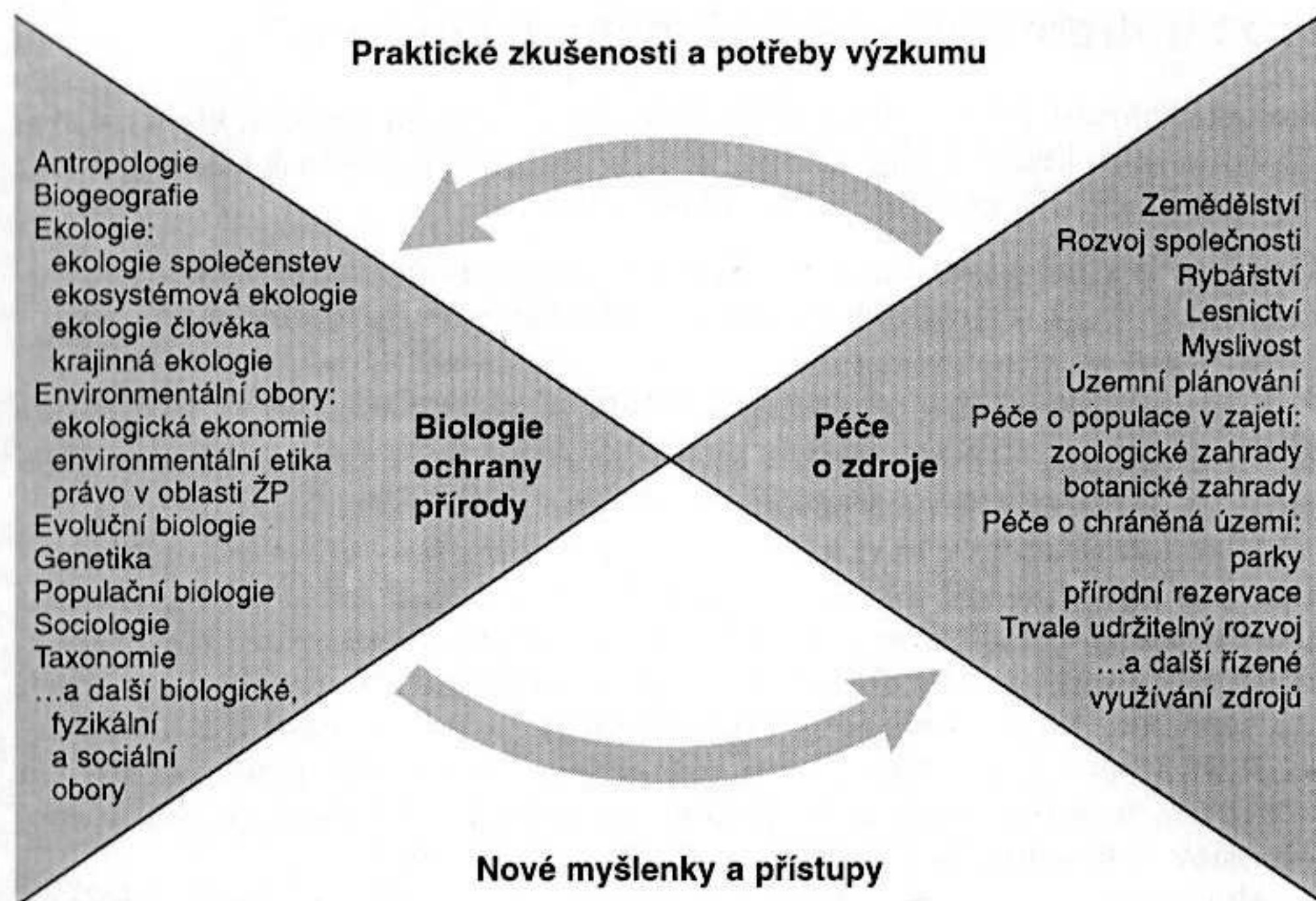
Biologie ochrany přírody vznikla proto, že žádný z tradičních aplikovaných oborů se nezaměřoval vyčerpávajícím způsobem na biologickou diverzitu. Zemědělství, lesnictví, myslivost a rybářství jsou zaměřeny převážně na hledání metod pro ovlivňování malého okruhu druhů pro jejich hospodářské využití nebo rekreaci. Ačkoli jsou tyto obory stále více zainteresovány v ochranářských aktivitách, jejich celková snaha není zaměřena na ochranu přírodních společenstev. Biologie ochrany přírody integruje tyto aplikované disciplíny zobecnováním teoretického přístupu k ochraně biologické rozmanitosti. Od těchto oborů se liší prvořadým zájmem o celkovou dlouhodobou ochranu společenstev a ekonomické faktory jsou zde často podřadné.

Akademické obory jako populační biologie, taxonomie, ekologie, krajinná ekologie a genetika jsou jádrem biologie ochrany přírody a mnoho ochranářů-biologů se rekrutuje právě z těchto oborů. Navíc mnoho významných ochranářských aktivit pochází ze zoologických a botanických zahrad, které při své práci čerpají ze zkušeností s chovem (pěstováním) a rozmnožováním druhů v zajetí.

Vzhledem k tomu, že krize biologické rozmanitosti jsou často způsobeny lidskou činností, zahrnuje biologie ochrany přírody také myšlenky a expertizy ze širokého okruhu oborů mimo biologii (obr. 1.2). Například zákony o ochraně životního prostředí a daňové úlevy poskytují základ pro právní ochranu vzácných a ohrožených druhů a kritických biotopů. Ochrannářská etika zase zdůvodňuje smysl ochrany druhů a biotopů. Sociální vědy jako antropologie, sociologie a geografie umožňují porozumět tomu, jak lze lidi pod-

porovat a učit je chránit přírodní zdroje a druhy nacházející se v jejich bezprostředním okolí. Ekologická ekonomie umožňuje analyzovat ekonomický rozměr biologické diverzity a podporovat ochranné argumenty. Ekosystémoví ekologové a klimatologové monitorují biotické a abiotické charakteristiky životního prostředí a hledají modely pro odpovědi prostředí na jeho narušení.

Obr. 1.2 Biologie ochrany přírody reprezentuje syntézu mnoha základních vědních oborů (vlevo), které poskytují principy a nové přístupy pro aplikované oblasti využívání přírodních zdrojů (vpravo). Zkušenosti získané v terénu naopak ovlivňují základní vědy. (Temple, 1991)



V každém případě je biologie ochrany přírody krizovou disciplínou. Ochranná rozhodnutí se dělají každodenně, často s použitím omezených informací a v časovém stresu. Biologie ochrany přírody se snaží odpovědět na specifické otázky v daných situacích. Tyto otázky vznikají při hledání nejlepší strategie pro ochranu vzácných druhů, navrhování přírodních rezervací, vytváření plánů řízení parků a víceúčelových oblastí a sladování ochranných záměrů s potřebami místních obyvatel a vlád. Ačkoli někteří biologové neradi dávají doporučení bez detailní znalosti situace, naléhavost mnoha případů vyžaduje fundovaná rozhodnutí založená na biologických principech. Tato kniha popisuje uvedené principy a poskytuje příklady, jak tyto principy mohou být začleněny do procesu rozhodování.

Filozofické pozadí biologie ochrany přírody

Potřeba zachování biologické rozmanitosti byla uznávána v mnoha oblastech světa po desetiletí, dokonce po staletí. Hodnota chráněných druhů a nedotčených oblastí je součástí náboženských a filozofických učení v mnoha kulturách po celém světě (Hargrove, 1989; Callicott, 1994). Mnohá náboženství zdůrazňují potřebu lidí žít v souladu s přírodou a chránit živý svět, protože je stvořen Bohem. Američtí filozofové jako Ralph Waldo Emerson a Henry David Thoreau chápali divokou přírodu jako významný prvek v morálním a duchovním vývoji lidstva (Callicott, 1990). Zastánci ochrany přírody jako John Muir a Aldo Leopold argumentovali za zachování krajinného rázu a uchování zdravých přirozených ekosystémů.

Podobné stanovisko je podporováno **hypotézou Gaia** (Gaia hypothesis), jež vidí Zemi jako „superorganismus“, jehož biologické, fyzikální a chemické složky na sebe vzájemně působí, aby utvářely vlastnosti atmosféry a klimatu (Lovelock, 1988). Moderní zastánci nenarušené přírody jako ekologičtí aktivisté a členové ekologických hnutí, o nichž je řeč dále v této kapitole, často prosazují omezení nebo zastavení činností a průmyslových odvětví, která ruší normální vztah mezi složkami zemské biosféry.

Srovnáváním těchto ochranných a ekologických orientací rozvinul lesník Gifford Pinchot (1865–1946) myšlenku, že suroviny a hodnoty z přírody – dřevo, potrava, čistá voda, druhová rozmanitost a dokonce nádherné přírodní scenerie – mají být považovány za **přírodní zdroje** (natural resources) a cílem hospodaření s nimi je jejich co nejlepší využití pro co největší počet lidí po co nejdéle dobu. Pinchotovy a Leopoldovy myšlenky byly spojeny a rozvinuty pojetím **managementu** (správy, péče) **ekosystému** (ecosystem management), jež klade největší důraz v hospodaření na zdraví ekosystémů a divoce žijících druhů (Noss & Cooperrider, 1994).

Současný princip **udržitelného rozvoje** (sustainable development) rovněž prosazuje přístup podobný Pinchotovu – rozvíjení přírodních zdrojů tak, aby bylo možné uspokojit současné potřeby lidí způsobem, který neublíží přírodním společenstvům a bere v úvahu potřeby příštích generací (Lubchenco et al., 1991).

Moderní vědní obor biologie ochrany přírody je založen na několika etických dogmatech, jež jsou všeobecně přijímána lidmi pracujícími v tomto oboru (Soulé, 1985). Tyto etické principy inspirují vědecké přístupy a praktické aplikace. I když ne všechna následující tvrzení jsou bezvýhradně přijímána všemi ochránáři, již přijetí jednoho nebo dvou z nich je dostatečně racionálním důvodem k tomu, aby se člověk zapojil do ochranných programů.

1. *Rozmanitost druhů a společenstev by měla být zachována.* Stovky milionů návštěvníků zoologických zahrad, národních parků, botanických zahrad a akvárií jsou každý rok dokladem obecného veřejného zájmu o pozorování různých druhů a společenstev. Rovněž vnitrodruhová variabilita je populární a přitažlivá, jak ukazují výstavy psů, koček, zemědělské expozice

a výstavy květin. Dokonce se spekovalo o tom, že lidé mají genetické předpoklady k tomu, aby se jim líbila biologická rozmanitost, což je tzv. **biofilie** (biophilia) (Wilson, 1984; Kellert & Wilson, 1993). Biofilie mohla být v minulosti evolučně výhodná pro lovecko-sběračský styl života, který lidé vedli po stovky tisíců let před vynálezem zemědělství. Velká biologická rozmanitost jim mohla poskytnout různorodou potravu a další zdroje, chráníci je před katastrofami životního prostředí a smrtí hladem.

2. *Mělo by se zabránit předčasnému vymírání populací a druhů.* Vymírání druhů a populací jako výsledek přírodních procesů je přirozeným jevem. V průběhu geologických dob byly vymírající druhy nahrazovány evolucí (vývojem) nových druhů. Rovněž ztráta místní populace bývá vyvážena vznikem nové populace, obvykle její migrací. Lidská aktivita však zvýšila rychlost vymírání druhů až tisícinásobně (Lawton & May, 1995). Ve dvacátém století vyhynuly zásluhou lidí řádově stovky druhů obratlovců a tisíce druhů bezobratlých.

3. *Ekologická komplexita (složitost) by měla být zachována.* Mnoho nejzajímavějších vlastností biologické rozmanitosti se projevuje jen v přirozených podmínkách. Například existuje komplex koevolučních a ekologických vztahů mezi tropickými květinami, kolibříky a roztoči, kteří žijí v květech. Roztoči používají zobáky kolibříků jako „dopravní prostředky“ pro přemísťování se z květu na květ (Colwell, 1986). Takový vzájemný vztah by nikdy nebyl objeven, kdyby byli živočichové a rostliny umístěni odděleně v zoologických a botanických zahradách. Podobně fascinující je chování pouštních živočichů směřující k získání vody, které by nebylo známé, kdyby živočichové žili v klecích a byli zásobováni vodou tak, aby se mohli kdykoli dosyta napít. Zatímco by bylo možné zachovat aspoň něco z rozmanitosti kvetoucích rostlin a obratlovců v zoologických a botanických zahradách, ekologická komplexita existující v přirozených společenstvech by byla do značné míry ztracena. To je důvod pro ochranu živoucích jedinců všech přírodních společenstev.

4. *Evoluce by měla pokračovat.* Evoluční přizpůsobování je proces, který v konečném důsledku vede ke vzniku nových druhů a zvyšuje biologickou rozmanitost. Proto je důležité umožnit vývoj populace v přírodě. Ničivé jsou tedy lidské aktivity omezující schopnost populace se vyvíjet, např. silné omezování velikosti populace nadměrným lovem a devastace unikátních populací.

5. *Biologická rozmanitost jako taková má svou vnitřní hodnotu.* Druhy a společenstva, v nichž tyto druhy žijí, mají svou vlastní hodnotu bez ohledu na jejich význam pro lidskou společnost. Tato hodnota je dána jejich evoluční historií, jedinečnou ekologickou úlohou a také jejich vlastní existencí. Tedy všechny druhy by měly být chráněny.

Co je biologická diverzita?

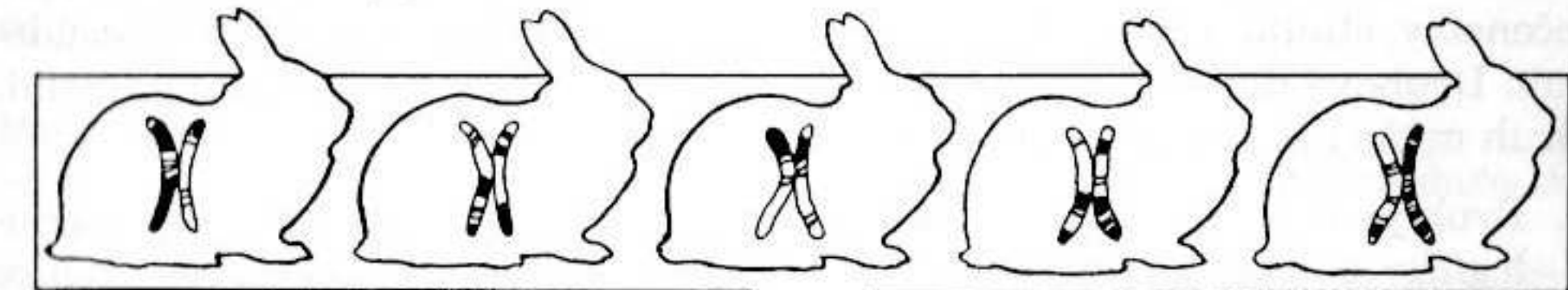
Ochrana biologické diverzity je středem zájmu biologie ochrany přírody. Světový fond ochrany přírody (World Wildlife Fund – WWF) definoval v roce 1989

biologickou diverzitu (biological diversity) jako „bohatství života na Zemi, miliony rostlin, živočichů a mikroorganismů, včetně genů, které obsahují, a složité ekosystémy, které vytvářejí životní prostředí“.

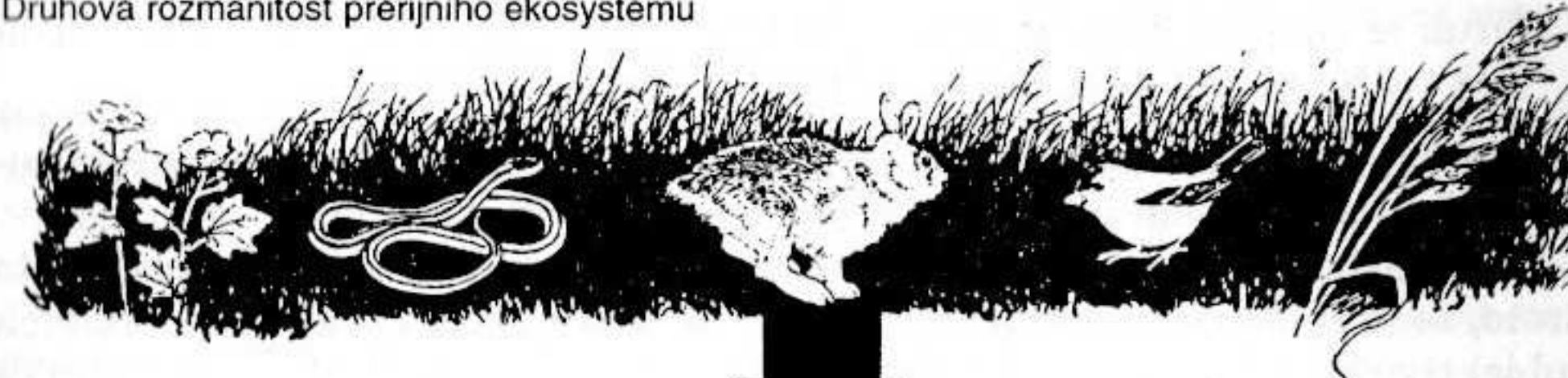
O biologické diverzitě proto musíme uvažovat na třech úrovních. Biologická diverzita na úrovni druhů zahrnuje veškeré organismy žijící na Zemi, od bakterií a jednobuněčných organismů až po říše mnohobuněčných rostlin, živočichů a hub. Biologická rozmanitost chápána v jemnějším měřítku představuje genetickou variabilitu v rámci druhu, a to jak mezi geograficky oddělenými populacemi, tak mezi jedinci jedné populace. Biologická diverzita, to je také různorodost ve společenstvech, v nichž druhy žijí, v ekosystémech, ve kterých tato společenstva existují, a rozmanitost interakcí mezi těmito úrovněmi (obr. 1.3).

Obr. 1.3 Biologická diverzita zahrnuje genetickou diverzitu (genetickou variabilitu, kterou je možné nalézt u každého druhu), druhovou diverzitu (rozsah druhů v daném ekosystému) a diverzitu ekosystémů a společenstev (soubor typů stanovišť a ekosystémových procesů v dané oblasti). (Temple, 1991; kresby Tamara Sayre)

Genetická rozmanitost populace králíků



Druhová rozmanitost prérijního ekosystému



Rozmanitost společenstev a ekosystémů v krajině



Všechny zmíněné úrovně biologické diverzity jsou nezbytné pro zachování druhů a přirozených společenstev a zároveň jsou důležité pro potřeby člověka. Druhá diverzita reprezentuje řadu evolučních a ekologických adaptací druhů na určité životní podmínky. Poskytuje lidem suroviny a „alternativní“ zdroje; např. v druhově bohatém tropickém deštném lese lze nalézt širokou škálu rostlinných a živočišných produktů, které jsou využitelné jako potrava, úkryt, ochrana nebo jako léky v medicíně. Genetická diverzita je nezbytná pro reprodukční vitalitu druhu, odolnost vůči nemocím a schopnost adaptace na změny životních podmínek. Genetická diverzita zdomácnělých zvířat a rostlin je zvláště důležitá pro šlechtitelské programy, nezbytné pro udržení a zlepšení vlastností druhů využívaných v zemědělství. Společenstva organismů pouští, luk, mokřadů a lesů podporují správné fungování globálního ekosystému, neboť prospěšně působí při ochraně proti povodním, erozi a při filtrování vzduchu a vody.

Druhá diverzita

Na všech úrovních biologické diverzity, tj. druhové, genetické a na úrovni společenstev, studují biologové mechanismy, které diverzitu pozměňují nebo udržují. Druhá diverzita zahrnuje veškeré druhy, které se nacházejí na Zemi. Druh může být obecně definován dvěma způsoby:

1. Druh je skupina jedinců, která je některou vlastností morfologicky, fyziologicky nebo biochemicky odlišná od jiných skupin (*morfologická definice druhu*). K odlišení téměř identicky vypadajících druhů, např. bakterií, se stále častěji využívá rozdílů v sekvencích DNA a dalších molekulárních znaků.
2. Druh je skupina jedinců, kteří jsou schopni vzájemně se křížit mezi sebou a vytvářet plodné potomky (*biologická definice druhu*).

Taxonomové specializující se na identifikaci neznámých exemplářů a klasifikaci druhů používají nejčastěji morfologickou definici druhu.

Biologickou definici druhu nejvíce využívají **evoluční biologové**, a to proto, že je založena spíše na měřitelné genetické příbuznosti než na určitých subjektivních fyzických vlastnostech. V praxi je ovšem biologická definice hůře použitelná; vyžaduje totiž znalosti toho, zda jsou určití jedinci schopni se mezi sebou křížit, což bývá málokdy známo.

Proto biologové popisují druhy podle jejich vzhledu a řadí je do různých typů, tzv. **morfo-species** (morpho-species), dokud jim taxonomové nepřidělí oficiální latinské jméno (box 1.1).

Problémy při rozlišování a určování druhů jsou mnohem častější, než si většina lidí uvědomuje (Brownlow, 1996; Soltis & Gitzendanner, 1999). Například jeden druh může vytvářet několik variet, které jsou zřetelně morfologicky odlišné, ale stále jsou si natolik podobné, že bylo rozhodnuto o jejich příslušnosti k jednomu biologickému druhu. Různé rasy psů jako německý ovčák, kolie

BOX 1.1 Názvosloví a klasifikace druhů

Moderní taxonomie, věda klasifikující žijící organismy, je tvořena klasifikačním systémem, který odráží evoluční vztahy mezi druhy. Rozpoznáním těchto vztahů taxonomové pomáhají biologům zabývajícím se ochranou přírody identifikovat druhy nebo skupiny, které mohou být z evolučního hlediska unikátní nebo částečně vhodné pro jejich práci.

V moderní klasifikaci:

Podobné **druhy** (species) jsou spojovány do **rodů** (genus) – lesňáček černý (*Dendroica fusca*) stejně jako mnoho podobných druhů lesňáčka patří do rodu *Dendroica*.

Podobné **rody** jsou spojovány do **čeledí** (family) – všichni stromoví lesňáčci náležejí do čeledi Parulidae (lesňáčkovití).

Podobné **čeledi** jsou spojovány do **řádů** (order) – všechny čeledi pěvců patří do řádu Passeriformes (pěvci).

Podobné **řády** jsou spojovány do **tříd** (class) – všechny ptačí řády náležejí do třídy Aves (ptáci).

Podobné **třídy** jsou spojovány do **kmenů** (phylum) – všechny třídy obratlovců jsou spojovány do kmene Chordata (strunatci).

Podobné **kmeny** jsou spojovány do **říší** (kingdom) – všechny kmény živočichů náležejí do říše Animalia (živočichové).

Moderní biologové v současnosti rozlišují tři **domény** se šesti říšemi:

- první doménou a říší jsou eubakterie (Eubacteria), zahrnující jednobuněčné druhy bez jádra;
- druhou doménou a říší jsou archebakterie (Archaeobacteria), skládající se z evolučně odlišných druhů podobných bakteriím žijícím často v extrémních podmínkách;
- třetí doménou jsou Eukaryota, druhy s jádrem, které obsahují čtyři zbývající říše: jednobuněčné organismy (Protista), živočichy (Animalia), rostliny (Plantae) a houby (Fungi). Živočišná říše má nejvíce druhů a bakterie jsou taxonomicky nejméně známé.

Biologové na celém světě se dohodli na používání standardní sady názvů, často nazývané vědecké nebo latinské názvosloví, známé jako **binomická nomenklatura** (binomial nomenclature). Ta vznikla v 18. století zásluhou švédského biologa Karla Linného. Používáním vědeckých jmen se vyvarujeme zmatků, které mohou vznikat při používání názvů v různých jazycích. Vědecké jméno je stejné ve všech zemích a jazycích, odstraňuje možnost záměny druhů, které jsou v různých oblastech známé pod několika jmény.

Vědecké druhové jméno se skládá ze dvou slov. Ve vědeckém názvu lesňáčka černého, *Dendroica fusca*, je *Dendroica* rodovým jménem a *fusca* je jménem druhu. Rodové jméno je něco jako osobní jméno rodiny, kde několik příbuzných lidí má stejné příjmení (Novák), druhové jméno je něco jako křestní jméno (Karel) v rámci rodiny.

Vědecké jméno je psáno podle standardních pravidel. První písmeno v rodovém jméně je vždy velké, poněvadž druhové jméno je mu podřízené. Vědecké názvy jsou vždy psány kurzivou nebo jsou podtrženy. Občas je za vědeckými názvy jméno autora a případně i letopočet, což např. v případě *Homo sapiens* Linnaeus znamená, že Linné byl první, kdo dal vědecké jméno druhu „člověk rozumný“. Když se diskutuje o množství druhů v jednom rodu nebo je druhové určení nejasné, používají se zkratky sp. nebo spp. (*Dendroica* spp.). Jestliže druh nemá žádné příbuzné, např. panda velká, může vzniknout rod

s jedním druhem (monotypický rod). Podobně rod, který není příbuzný s žádným jiným rodem, tvoří vlastní čeleď (monotypická čeleď).

Stabilitu názvosloví zaručuje princip priority – za obvyklých okolností je platným jménem taxonu jeho nejstarší řádně uveřejněný název, který již nelze měnit. Libovůli v chápání jmen taxonů zabírá i tzv. princip typů (typová metoda). Jméno taxonu lze vztáhnout pouze k tomu druhu, k němuž patří i nomenklatoricky závazný exemplář (typ) uložený ve vědecké sbírce.

říše:
živočišné
(Animalia)
> 1 000 000 druhů

kmen:
strunatci
(Chordata)
± 40 000 druhů

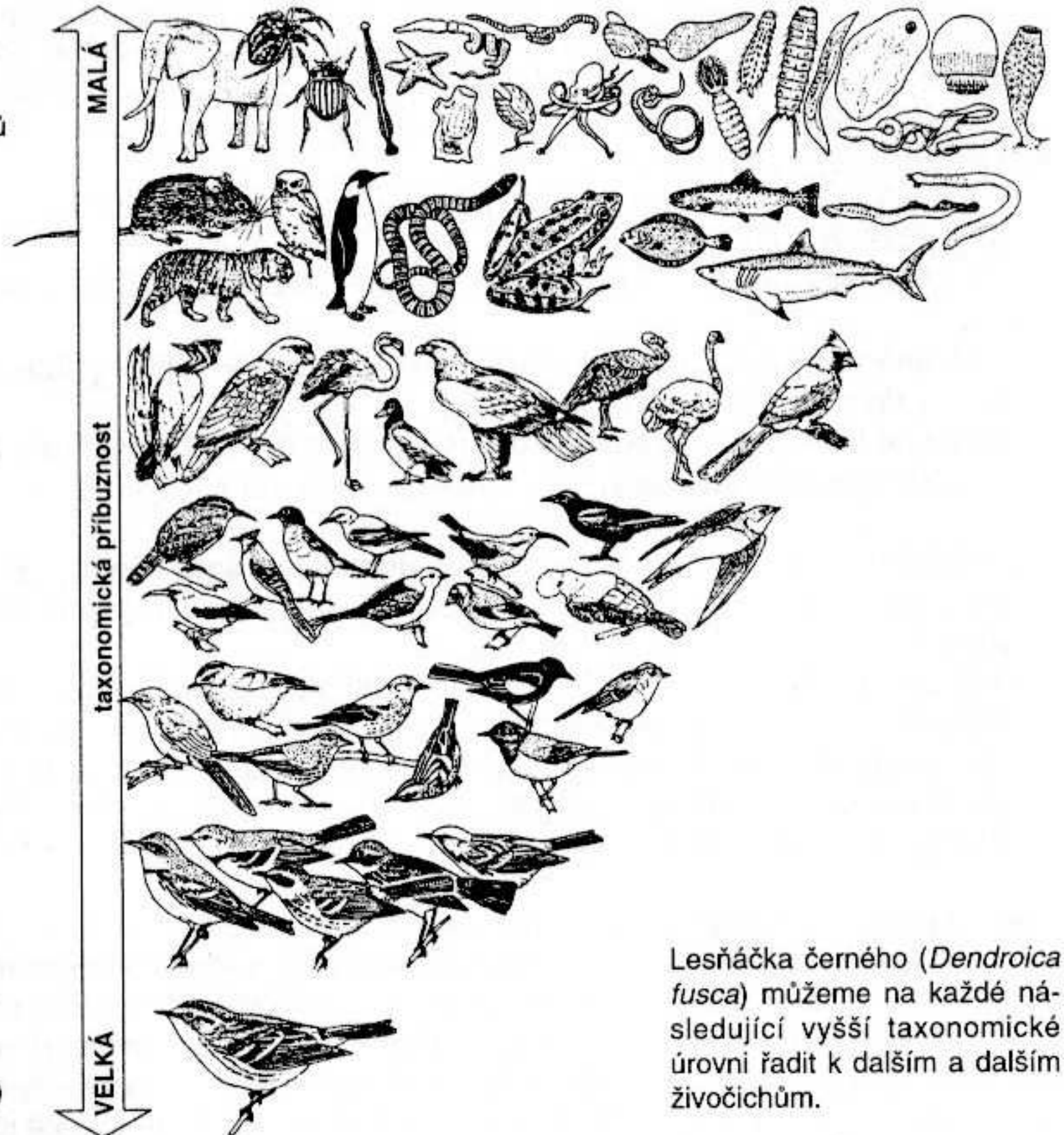
třída:
ptáci
(Aves)
8600 druhů

řád:
pěvci
(Passeriformes)
5160 druhů

čeleď:
lesňáčkovití
(Parulidae)
125 druhů

rod:
lesňáček
(*Dendroica*)
28 druhů

druh:
lesňáček černý
(*Dendroica fusca*)



Lesňáčka černého (*Dendroica fusca*) můžeme na každé následující vyšší taxonomické úrovni řadit k dalším a dalším živočichům.

a dobrman patří k jednomu druhu a i přes nápadné rozdíly se mezi sebou snadno kříží. Naproti tomu existují úzce příbuzné, tzv. **kryptické** či **po-dvojně druhy** (sibling species), které jsou si velmi podobné morfologicky nebo fyziologicky, ale přesto jsou od sebe reprodukčně oddělené. Pro mnoho biologů je v praxi často problematické odlišit variace v rámci jednoho druhu od rozdílů mezi blízkými příbuznými druhy. Další komplikace nastává, pokud se za normálních okolností oddělené druhy kříží a produkují hybridy tvořící ja-

BOX 1.2

Introgrese borovice blatky a borovice lesní

Borovice blatka (*Pinus rotundata* Link.) je druh specializovaný na rašeliniště, zejména v suprakolinním až submontánním stupni, kde vytváří typické porosty rojovníkových blatkových borů. Borovice blatka (*Pinus rotundata*) je taxonomicky řazena jako samostatný druh do agregátu borovice kleč (*Pinus mugo* agg.). Blatka je středoevropským endemitem – vyskytuje se jen podél severního úpatí a dále na sever od masivu Alp s těžištěm rozšíření v jihozápadních a jižních Čechách. Všechny druhy v agregátu *Pinus mugo* jsou považovány za vývojově mladé a málo ustálené, proto dochází často k hybridizaci jak uvnitř agregátu, tak mimo něj, zejména s borovicí lesní.

Na treboňských rašeliništích se často setkáváme s hybridní kombinací borovice blatka (*Pinus rotundata*) x borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (= *Pinus x digenea*). Tato mezidruhová hybridní kombinace byla popsána poprvé v roce 1888 z rakouského pohraničí Třeboňské pánve, dnes je její výskyt potvrzen ze všech lokalit se společným výskytem obou druhů.

Předpokládá se, že hybridní genotypy jsou mnohem flexibilnější a úspěšnější než výsoce specializované genotypy blatky. Následkem aspoň částečného odvodnění většiny rašelinišť s blatkou expanduje borovice lesní do stále izolovanějších a menších populací borovice blatky, což dále přispívá k procesu introgresivní hybridizace (introgrese – vnesení a zabudování genů určitého organismu do genomu jiného organismu). K tomuto genetickému ohrožení borovice blatky dochází na většině lokalit, včetně treboňských rašelinišť.

Například v národní přírodní rezervaci (NPR) Žofinka dosahuje zastoupení hybridů (*Pinus x digenea*) v původních zachovalých porostech 30–35 %. Podobně vysoký stupeň hybridního ovlivnění byl zjištěn na všech zkoumaných lokalitách v rámci Třeboňské pánve. Podíl hybridů se značně zvyšuje na stanovištích narušených odvodňováním, příp. borkováním rašeliny, např. v severní části NPR Červené blato.

Borovice blatka reprezentuje stresolerantní pomalu rostoucí druh, který dokáže jako jeden z mála druhů dřevin tolerovat vysokou hladinu podzemní vody, extrémně nízké pH a oligotrofní podmínky, a proto se na rašeliništních lokalitách mohl uchovat po několik tisíc let. Odvodněním sice zvyšujeme jeho růstový potenciál (výrazně vyšší přírůstky tloušťkové i výškové), na druhou stranu však umožňujeme expanzi dalších, rychleji rostoucích a konkurenčně silnějších druhů (borovice lesní, smrk ztepilý) a genetickou erozi původních reliktních populací druhu.

kýsi přechod a stírající tak rozdíly mezi druhy. Hybridizace je běžná zejména u rostlinných druhů vyskytujících se na narušených stanovištích (box 1.2). U mnohých skupin druhů dosud nebyly provedeny taxonomické studie nutné k určení druhů a identifikaci jednotlivých exemplářů.

Neschopnost jasně odlišit druhy, ať už kvůli podobným vlastnostem, nebo kvůli nejasnostem ohledně správného vědeckého jména, je často problémem při ochraně určitých druhů. Je těžké stanovit jasná a efektivní pravidla ochrany druhu, pokud není jasné ani jeho jméno. Popsat a zařadit druhy celého světa bude vyžadovat ještě mnoho práce. Taxonomové zatím popsali pouze 10–30 % všech světových druhů a mnoho druhů vymírá dříve, než vůbec mohou být popsány. Klíčem k řešení tohoto problému je vychovávat více taxonomů zejména pro práci v druhově bohatých tropech (Raven & Wilson, 1992).

Genetická diverzita

Genetická diverzita v rámci druhu je často ovlivněna reprodukčním chováním jedinců v populaci. **Populace** (population) je skupina jedinců schopných se vzájemně křížit a produkovat potomstvo. Druh může zahrnovat jednu či více oddělených populací, populace může být tvořena pouze několika jedinci nebo i miliony jedinců.

Jedinci v populaci se navzájem geneticky liší. Genetická variabilita vzrůstá s rostoucí velikostí populace, protože jedinci mají mírně odlišné geny, tj. jednotky na chromozomech, které kódují specifické proteiny. Různé formy genu se nazývají **alely** (alleles) a rozdíly v nich narůstají v důsledku **mutací** (mutations) – změn, objevujících se v deoxyribonukleové kyselině (DNA), která tvoří chromozomy. Jednotlivé alely genu mohou rozdílně ovlivňovat vývoj a fyziologii organismu. Šlechtitelé zemědělských plodin a zvířat využívají genetické variability k vyšlechtění výnosnějších a odolnějších kmenů domestikovaných druhů, např. pšenice, kukuřice, dobytka a drůbeže.

Genetická variabilita vzrůstá, když potomci obdrží jedinečnou kombinaci genů a chromozomů od rodičů díky **rekombinaci** (recombination), která probíhá při sexuální rozmnožování. K výměně genů mezi chromozomy dochází během meiozy. Vznikají tak nové kombinace rodičovských chromozomů v geneticky jedinečném potomkovi. Ačkoli jsou mutace základem genetické variability, schopnost druhů náhodně přeskupovat alely do různých kombinací při sexuální rozmnožování dramaticky zvyšuje možnosti genetické variability.

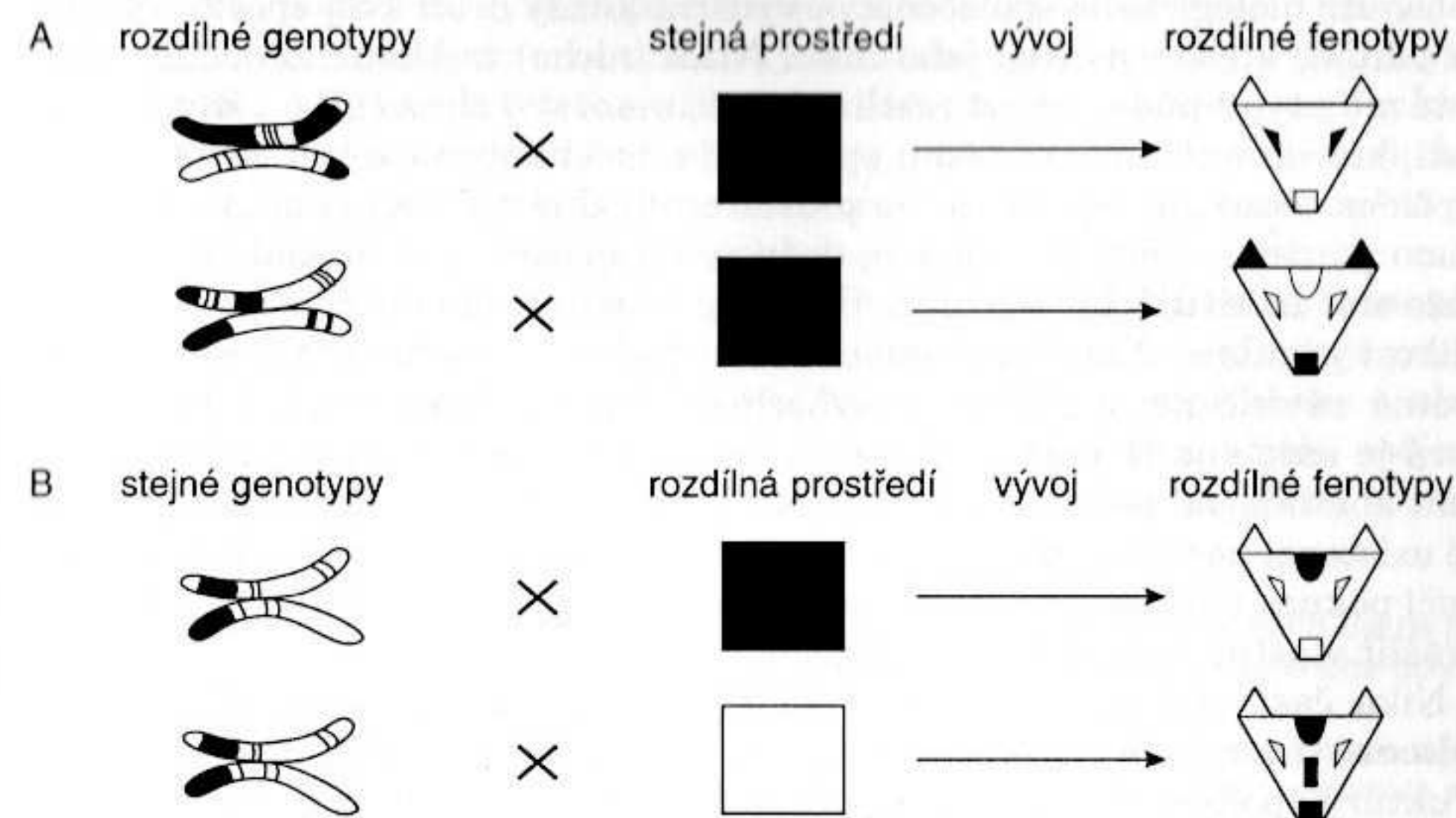
Soubor všech genů a alel v populaci tvoří **genofond** (gene pool), zatímco určitá kombinace alel jedince je jeho **genotyp** (genotype). **Fenotyp** (phenotype) jedince představuje morfologické, fyziologické a biochemické charakteristiky, které jsou projevem jeho genotypu v určitém prostředí (obr. 1.4). Některé lidské vlastnosti, jako je množství podkožního tuku a kazivost zubů, jsou ovlivněny především prostředím, zatímco jiné, např. barva očí a krevní skupina, jsou určeny převážně genotypem jedince.

Genetická variabilita populace je dána jak počtem genů, které mají více než jednu alelu v genomu – jsou tzv. **polymorfní** (polymorphic genes), tak počtem alel každého polymorfního genu. Polymorfní geny umožňují jedincům v populaci být **heterozygotními** (heterozygous) pro daný gen, tj. obdržet od každého z rodičů jinou alelu tohoto genu. Genetická variabilita umožňuje druhu adaptaci na změny podmínek prostředí, např. na vyšší teplotu nebo vypuknutí nové nemoci. Obecně platí, že vzácné druhy mají nižší genetickou variabilitu než druhy široce rozšířené, a proto jsou při změnách podmínek prostředí náchylnější k vyhynutí.

Diverzita společenstev a ekosystémů

Přírodní společenstvo (biological community) je definováno jako soubor populací různých druhů žijících společně na jednom stanovišti vnímaný sou-

Obr. 1.4 Morfologické, fyziologické a biochemické vlastnosti jedince – jeho fenotyp – jsou určeny jeho genotypem a životním prostředím.
A. Geneticky rozdílní jedinci mohou mít rozdílné fenotypy, i když se vyvinuli ve stejném prostředí.
B. Geneticky podobní jedinci mohou mít rozdílné fenotypy, jestliže se vyvinuli v rozdílném prostředí (např. teplé vs. chladné klima, dostatek nebo nedostatek potravy). (Alcock, 1993)



časně s interakcemi mezi těmito druhy. Příkladem může být třeba společenstvo bakterií a prvoků v bachoru přežvýkavců nebo společenstvo velkých kozyňníků afrických savan.

Společenstvo na určitém území včetně funkčních vztahů s jeho neživým prostředím se nazývá **ekosystém** (ecosystem) (Odum, 1977). Ten je charakterizován především koloběhem prvků a tokem energie. V terestrických (suchozemských) ekosystémech se voda vypařuje ze zemského povrchu a později opět dopadne na Zemi ve formě deště nebo sněhu do jiného terestrického nebo akvatického (vodního) ekosystému. Fotosyntetizující rostliny absorbují sluneční energii, kterou využívají pro vlastní růst. Tuto energii pak buď využívají býložravci, kteří se těmito rostlinami živí, nebo je přeměněna v teplo, a to jak během životního cyklu organismů, tak i po jejich smrti během jejich rozkladu. Rostliny při fotosyntéze absorbují oxid uhličitý (CO₂) a vylučují kyslík, zatímco živočichové a rostliny při dýchání kyslík spotřebovávají a vylučují oxid uhličitý. Minerální látky jako dusík a fosfor putují v koloběhu mezi živými a neživými součástmi ekosystému.

Abiotické prostředí, zejména roční cykly teplot a srážek, ovlivňuje strukturu a charakteristiku přírodního společenstva a přitom určuje stanovištní poměry, tzn. zda se jisté místo stane lesem, savanou, pouští, nebo mokřadem.

lorhiza trifida) a jiné druhy terestrických orchidejí, vyskytující se i u nás, jež nejsou schopny fotosyntézy a jsou plně závislé na živinách, které jim dodávají mykorrhizní houby žijící v jejich kořenech.

Potravní úrovně. Druhy obsažené ve společenstvu můžeme klasifikovat podle toho, jak získávají energii z prostředí (obr. 1.6). Tyto skupiny se nazývají **trofické (potravní) úrovně** (trophic levels).

První z nich obsahuje fotosyntetizující druhy neboli **primární producenty** (primary producers), získávající energii na stavbu organických molekul, které potřebují k životu a vlastnímu růstu, přímo ze Slunce. Většinu fotosyntetizujících rostlin v terestrickém prostředí tvoří rostliny vyšší (kapradniny, krytosemenné a nahosemenné rostliny), zatímco ve vodním prostředí jsou nejvýznamnějšími primárními producenty chaluhy, jednobuněčné řasy a sinice.

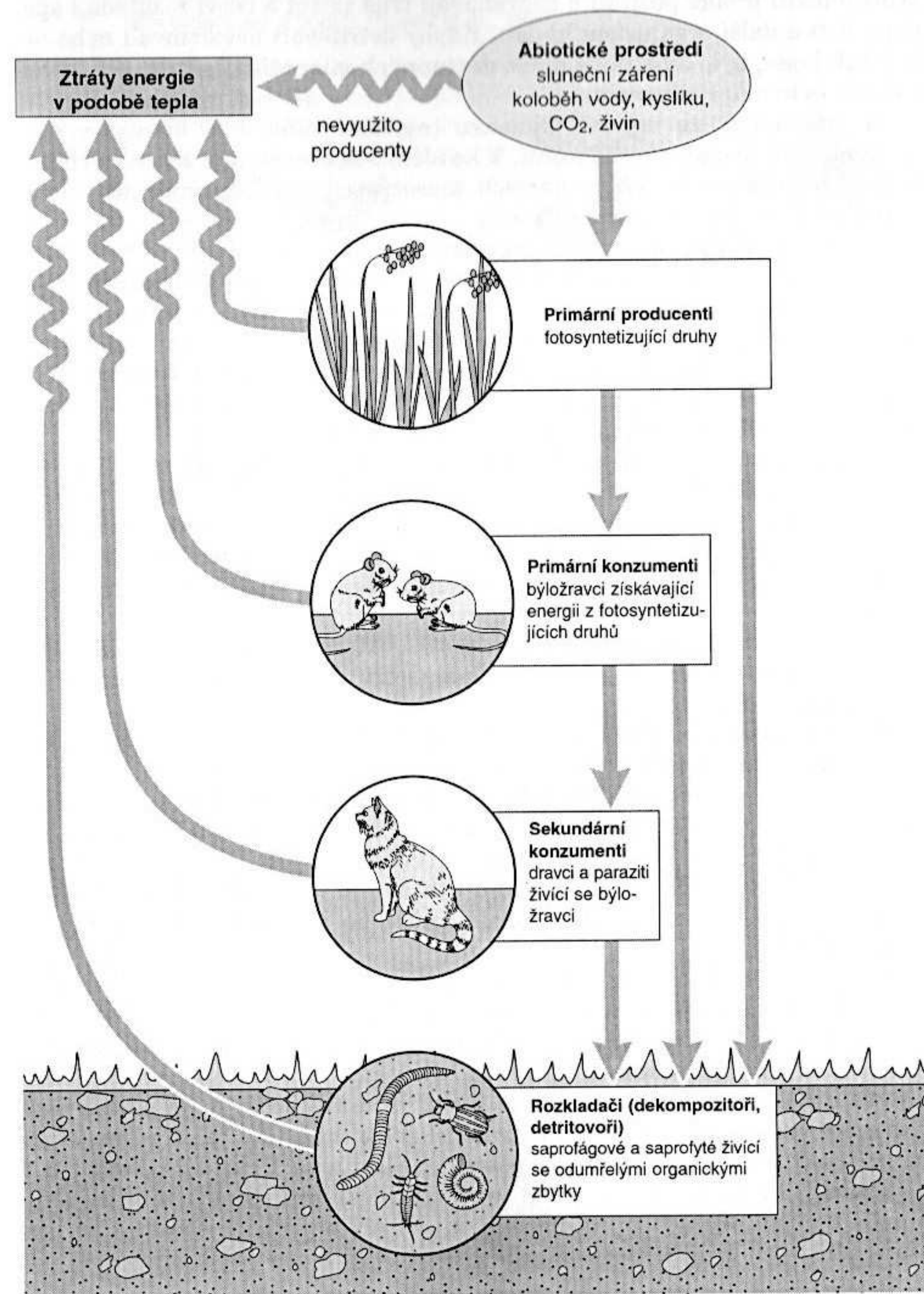
Druhá trofická úroveň sestává z býložravců, známých také jako **herbivoři** (herbivores) nebo **primární konzumenti** (primary consumers), živících se fotosyntetickými druhy.

Masožravci, nazývaní také **karnivoři** (carnivores), **predátoři** (predators) či **sekundární konzumenti** (secondary consumers), se živí jinými zvířaty a vytvářejí tak třetí trofickou úroveň. Primární masožravci (například lišky) požírají býložravce (např. králíky), zatímco sekundární masožravci se živí jinými masožravci. Masožravci jsou obvykle draví, i když někteří z nich kombinují přímou predaci s požíváním mrtvých organismů (mrchožroutstvím), a u jiných, známých jako všežravci neboli **omnivoři** (omnivores), tvoří podstatnou část jídelníčku rostlinná strava, což je třeba připad šimpanzů. Obecně se dravci vyskytují v nižších hustotách než jejich kořist.

Paraziti (parasites) tvoří významnou podmnožinu predátorů. Paraziti jako komáři, klíšťata, střevní paraziti a choroboplodní mikroorganizmi (bakterie, viry a prvoci) jsou obvykle menší než jejich kořist, jež bývá nazývána také **hostitel** (host), a nezábívají jí okamžitě. Působení parazitů může hostitele ovlivnit v široké škále – od oslabení přes jeho kompletní ochromení až po postupné usmrcení. Paraziti jsou často důležití pro kontrolu hustoty populace svých hostitelů. Pokud hostitelská populace dosáhne vysokých hustot, což se může stát třeba v prostorově omezených podmínkách zoologických zahrad, paraziti se mohou velice snadno šířit od jednoho jedince ke druhému, čímž způsobí silnou lokální úroveň parazitace a následný pokles populační hustoty hostitele.

Rozkladači, známí také jako **detritivoři** (detritivores) nebo **dekompozitoři** (decomposers), jsou druhy, které se živí mrtvými rostlinnými a živočišnými tkáněmi a jejich zbytky, přičemž rozkládají složité tkáně a organické molekuly. Detritivoři vylučují minerály (dusík, fosfor apod.) zpět do prostředí, kde je mohou opět využít rostliny a řasy. Nejvýznamnějšími detritivory jsou řasy a bakterie, ale při rozkladu organické hmoty hraje roli i mnoho

Obr. 1.6 Trofické úrovně v ekosystému



Samo společenstvo může často měnit fyzikální charakteristiky ekosystému. Například v terestrickém ekosystému ovlivňují rostliny a živočichové na dané lokalitě rychlost větru (větrolamy), teplotu, vlhkost a charakteristiky půdy. Ve vodních ekosystémech mohou charakteristiky jako turbulence, čistota, chemismus a hloubka vody ovlivňovat v ní žijící bioty, a naopak společenstva, třeba korálové útesy, působí na okolní abiotické prostředí.

Uvnitř biologického společenstva využívá každý druh svůj specifický soubor zdrojů, které vytvářejí jeho niku. **Nika** (niche) rostlinného druhu může sestávat z typu půdy, na níž rostlina roste, množství slunečního záření a vlhkosti, kterou vyžaduje, systému opylování a mechanismu šíření semen. Nika živočicha obsahuje typ životního prostoru, vhodné teplotní rozmezí, požadovanou potravu, velikost teritoria, vodu pro napájení. Každá součást niky se může stát **limitujícím zdrojem** (limiting resource), jakmile začne omezovat velikost populace. Například mnohé druhy našich terestrických orchidejí jsou životně závislé na symbióze s mykorhizní houbou žijící v jejich kořenech, která je zásobuje živinami. Těmto rostlinám tedy nestačí stanoviště s vhodnými abiotickými podmínkami (teplota, vlhkost, živiny, složení půdy), ale ke své existenci nezbytně potřebují i „svůj“ druh symbiotické houby. Právě proto končí pokusy zahrádkářů „zachránit“ tyto planě rostoucí rostliny (a přitom si zkrášlit vlastní zahrádku) neúspěchem.

Nika často zahrnuje sukcesní stadium, ve kterém je druh schopen žít. **Sukcese** (succession) je postupný proces změny struktury druhového složení, struktury společenstva a fyzikálních charakteristik, které se objevují po přirozeném nebo člověkem způsobeném narušení přírodního společenstva. Určité druhy jsou často spojovány s určitými sukcesními stadii. Například heliofilní motýli a jednoleté rostliny se nejčastěji nacházejí v raných stadiích sukcese, v měsících bezprostředně následujících po otevření **gapu** (mezery) v klimaxovém lese. Jiné druhy, včetně stínomilných rostlin a ptáků, kteří hnízdí v dutinách starých stromů, se vyskytují v pozdně sukcesních stadiích mezi dospělými stromy zralého lesa. Využívání přírody člověkem často narušuje přirozenou sukcesi; na pastvinách spásaných dobyt看kem a v lesích, v nichž byly velké stromy vykáceny při těžbě dřeva, se málokdy vyskytují vzácné pozdně sukcesní druhy.

Složení společenstev je často ovlivněno **konkurencí** (competition) a **predací** (predation). Dravci (predátoři) často dramaticky redukují populace své kořisti a na některých stanovištích ji mohou i úplně vyhubit. Mohou však i zvyšovat diverzitu společenstva tím, že udržují populace na nízké úrovni, a tak mezi jednotlivými druhy kořisti nedochází ke konkurenci o zdroje, která by jinak vedla k vyhnutí některého z nich.

Počet jedinců, který může žít ze zdrojů v daném prostředí, se nazývá **nosná kapacita prostředí** (carrying capacity). Je-li populace regulována dravcem, pak se její skutečná velikost většinou pohybuje značně pod touto hodnotou. Jestliže jsou predátoři vyhubeni lovem nebo trávením, populace je-

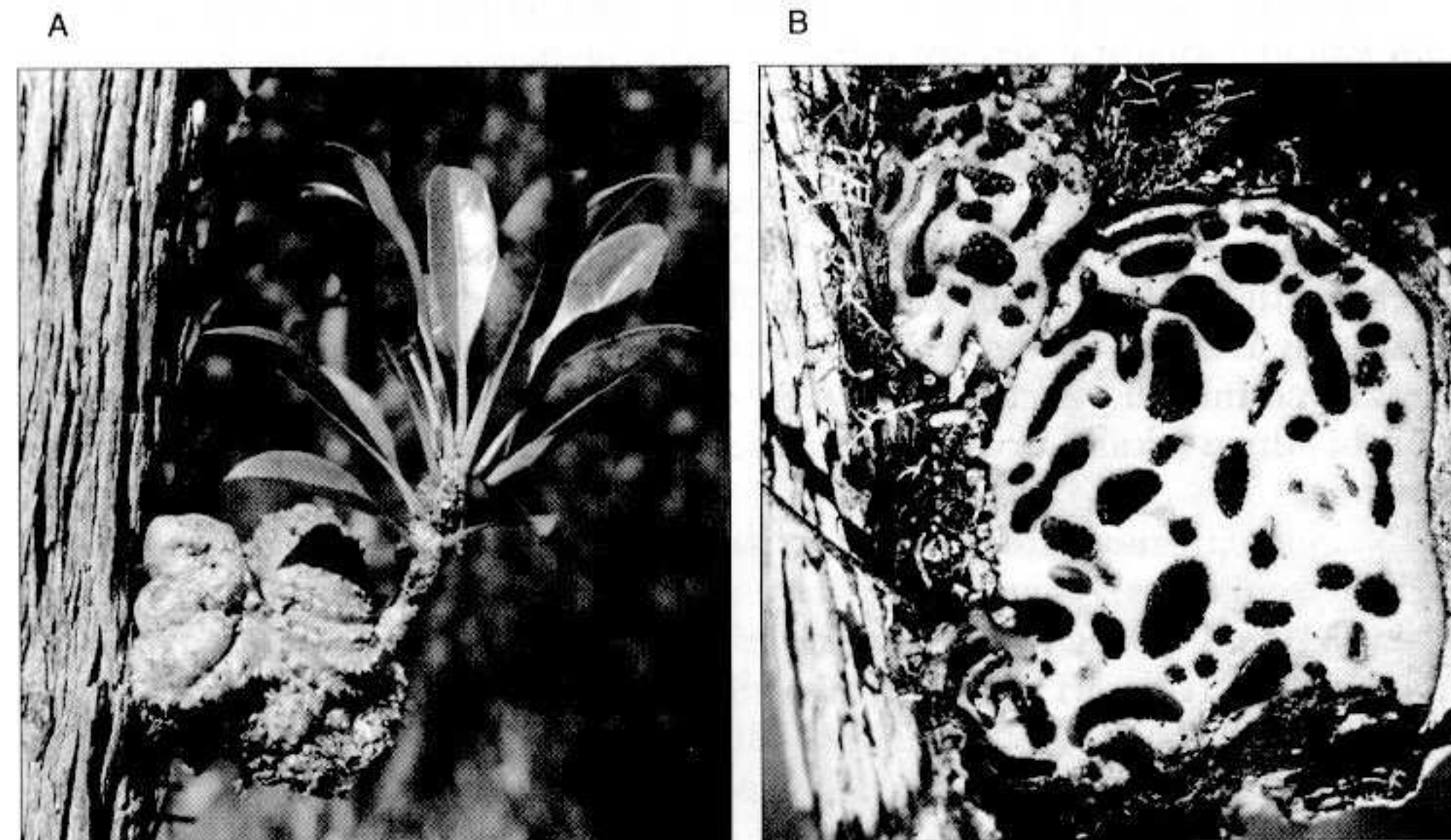
jich kořisti může narůst až na svou nosnou kapacitu nebo (pokud na vlastní velikost populace reaguje se zpožděním) ji dokonce přerůst natolik, že si zničí své základní zdroje a vyhyne.

Dalším faktorem ovlivňujícím složení společenstev jsou **mutualistické vztahy** (mutualistic relationships), ze kterých mají prospěch oba zúčastněné druhy. Mutualistické (symbiotické) druhy mohou dosáhnout vyšších populačních hustot, pokud se vyskytují společně, než když je přítomen jen jeden z nich. Známymi příklady mutualistických vztahů jsou: rostliny s dužnatými plody a ptáci, kteří se jimi živí a přitom roznášejí semena těchto rostlin; kvetoucí rostliny a jejich opylovači; houby a řasy, které spolu vytvářejí lišejníky; mšice zásobující svými výměšky (medovicí) mravence, kteří je chrání před jejich nepřáteli; epifytické rostliny a jejich hostitelé (obr. 1.5); korály a uvnitř nich žijící řasy (Bawa, 1990; Buchmann & Nabhan, 1996). V extrémním případě sestává mutualistický vztah ze dvou druhů, které se vyskytují pouze spolu a nemohou samostatně přežít. Například jestliže jsou oslabeny a uhynou některé druhy korálů, zahynou také druhy řas, které jsou s nimi spojené a žijí v těchto druzích. Jiným příkladem může být korálice trojklaná (*Coral-*

Obr. 1.5 Mutualistické vztahy

A. Tato *Myrmecodia* (čeleď mořenovitě) z Bornea je epifyt – rostlina, která žije na povrchu jiné rostliny. *Myrmecodia* vytváří na své bázi hlízu, která je vyplněna dutými komůrkami, jak je vidět v části B.

B. Komůrky hostí kolonie mravenců, kteří využívají některé z nich jako hnízda a jiné jako „skládky“ pro vyprodukované odpady a mrtvé mravence. Epifyt absorbuje minerální látky, které potřebuje pro svůj růst, z těchto „skládek“, zatímco mravenci získávají bezpečné hnízdo. V komenzálním typu vztahu epifyt–strom, zobrazeném v části A, epifyt získává výhodu, zatímco strom, na němž žije, nic nezískává ani neztrácí. (Foto R. Primack)



dalších druhů. Například hyeny a další mrchožrouti se živí mrtvými zvířaty, vrubounovití brouci požírají a zahrabávají trus zvířat a červi rozkládají spadlé listí a další organickou hmotu. Kdyby detritivoři neexistovali nebo nebyli tak hojní, bylo by v půdě méně dostupných minerálních živin, což by negativně ovlivnilo růst rostlin.

Je pravidlem, že největší biomasu (největší váhu živé hmoty) v ekosystému mají primární producenti. V každém společenstvu je obecně více jednotlivých býložravců než primárních masožravců a více primárních masožravců než sekundárních masožravců.

I když se zdá, že druhy jsou organizovány do těchto obecných trofických úrovní, jejich skutečné požadavky nebo potravní možnosti mohou být velice omezené. Tak například většina druhů mšic je schopna žít se pouze jedním druhem rostliny a někteří paraziti jsou specializováni jen na určitý druh mšic. Tyto specifické potravní vztahy se nazývají **potravní řetězce** (food chains). Takové druhově specifické potravní požadavky jsou často důvodem, proč určitý druh není schopen se ve společenstvu více namnožit.

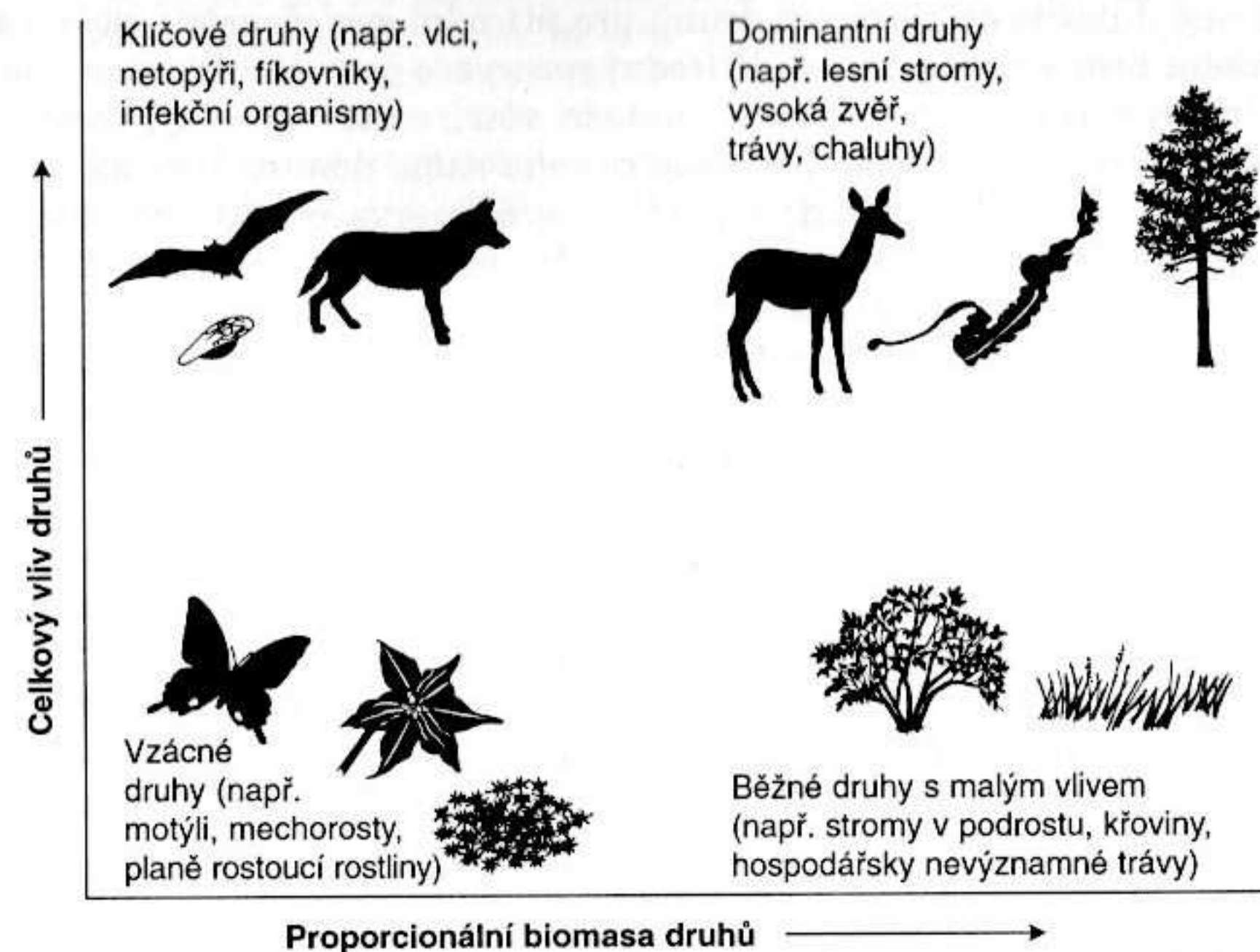
Častější situací ve společenstvech však je to, že jistý druh se živí více druhy na nižší trofické úrovni, konkuruje si s více druhy na stejné trofické úrovni a stává se kořistí více druhů na vyšší trofické úrovni. Proto je mnohem přiléhavější při popisu přírodních společenstev mluvit o **potravních sítích** (food webs), v nichž jsou druhy navzájem svázány složitými potravními vztahy.

Skupina druhů na téže trofické úrovni, které využívají zhruba stejné zdroje ve svém prostředí, je považována za tzv. **guildu** (guild) navzájem si konkurujících druhů.

Klíčové druhy a zdroje. Uvnitř biologických společenstev mohou být určité druhy důležité tím, že určují schopnost mnoha dalších druhů přetrvat v daných společenstvech. Tyto **klíčové druhy** (keystone species) ovlivňují společenstvo v mnohem větší míře, než by se dalo předpokládat pouze na základě jejich biomasy nebo počtu jedinců (Terborgh, 1976; Power et al., 1996). Ochrana klíčových druhů je prioritou ochrannářských snah, neboť pokud se z chráněné oblasti ztratí klíčový druh, může ho následovat mnoho dalších druhů (obr. 1.7).

Vrcholoví predátoři (dravci, např. vlci), jsou nejnápadnějšími klíčovými druhy, poněvadž často limitují velikost populací býložravců. Bez vlků se populace jelenů a dalších býložravých druhů zvětšují, což vede k nadměrnému spásání, ztrátám rostlinného pokryvu, ztrátám přidružených společenstev hmyzu a k půdní erozi. V tropických lesích jsou za klíčový druh považovány fíkovníky, poněvadž zabezpečují rovnoměrný přísun fíků jako potravy pro mnoho ptáků a savců, když je jiná potrava nedostupná. Také bobři mohou být považováni za klíčový druh, neboť vytvářejí mokřadní stanoviště využívaná mnoha dalšími druhy. Choroboplodné organismy a paraziti jsou dalšími příklady klíčových druhů, které omezují hustotu svých hostitelských druhů.

Obr. 1.7 Klíčové druhy, jako jsou vlci, fíkovníky, netopýři a choroboplodné organismy, tvoří jen malou část celkové biomasy přírodního společenstva, a přesto mají velký vliv na jeho organizaci a přežití. (Power et al., 1996)



Kaloni (čeleď Pteropodidae) jsou klasickým příkladem klíčového druhu. Jsou zásadními opylovači a šířiteli semen mnoha hospodářsky důležitých stromů v tropech Starého světa a na tichomořských ostrovech (Cox et al., 1991). Když jsou jejich kolonie zničeny lovci, nebo je pokácen strom, na němž sídlí, velikost jejich populace se zmenší. Následkem toho se mnoho dalších stromů ve zbylém pralese nemůže rozmnožovat. Odstranění jediného klíčového druhu, dokonce i takového, který tvoří pouze nepatrnou část biomasy celého společenstva, tedy může vyvolat sérii závislých vyhynutí nazývaných **vymírací kaskáda** (extinction cascade), která vyústí v degradovaný ekosystém s mnohem menší biologickou rozmanitostí na všech trofických úrovních. Navrácení klíčového druhu do společenstva nemusí vést k obnově původního stavu společenstva. V době absence klíčového druhu mohl totiž být následkem vymírací kaskády ztracen jiný druh, nebo mohly být zničeny některé složky životního prostředí, např. půda.

Určení klíčových druhů ve společenstvu má několik důležitých důsledků pro biologii ochrany přírody. Za prvé, jak jsme viděli, odstranění klíčového druhu ze společenstva může uspišit ztrátu mnoha dalších druhů (Sather, 1999). Za druhé, pokud chceme chránit určitý druh, možná budeme muset chránit také klíčový druh, na němž daný druh závisí (ať už přímo, či nepří-

mo). Za třetí, jestliže jsou v daném společenstvu vytipovány klíčové druhy, měly by být pečlivě chráněny, dokonce posilovány, pokud je daná oblast měněna lidskou činností jako pasením, mýcením nebo obytnou výstavbou.

Kromě důležitosti klíčových druhů pro přírodní společenstvo mohou klíčovou úlohu hrát i určité zdroje. Přírodní rezervace jsou obvykle porovnávány a hodnoceny podle své velikosti, protože větší rezervace mají obecně více druhů než rezervace menší. Nicméně rozloha sama nemusí být tak rozhodující jako rozmanitost prostředí a zdrojů, které rezervace zahrnuje. Jednotlivé přírodní rezervace mohou obsahovat **klíčové zdroje** (keystone resources), které zabírají pouze malou část chráněné oblasti, a přesto jsou rozhodující pro mnoho druhů ve společenstvu. Už jsme uváděli význam jílových stěn pro papoušky ara. Také soliska a nerostné zdroje mohou zabezpečovat nezbytné minerály pro divoce žijící zvířata, zejména ve vnitrozemských oblastech se silnými dešti. Hluboké tůně v tocích a pramenech mohou být útočištěm pro ryby a další vodní druhy během období sucha, kdy vodní hladina poklesne. Tyto tůně jsou také jediným zdrojem pitné vody pro suchozemské živočichy ze značné vzdálenosti. Suché kmeny stromů jsou potřebné jako hnízdiště pro mnoho ptáků nebo útočiště pro různé savce. Když jsou staré vzrostlé lesy pokáceny kvůli pěstování nových stromů, jsou ztraceny suché kmeny, které sloužily jako hnízdiště, a ačkoli celá oblast je stále lesnatá, vadí to mnoha druhům při rozmnožování.

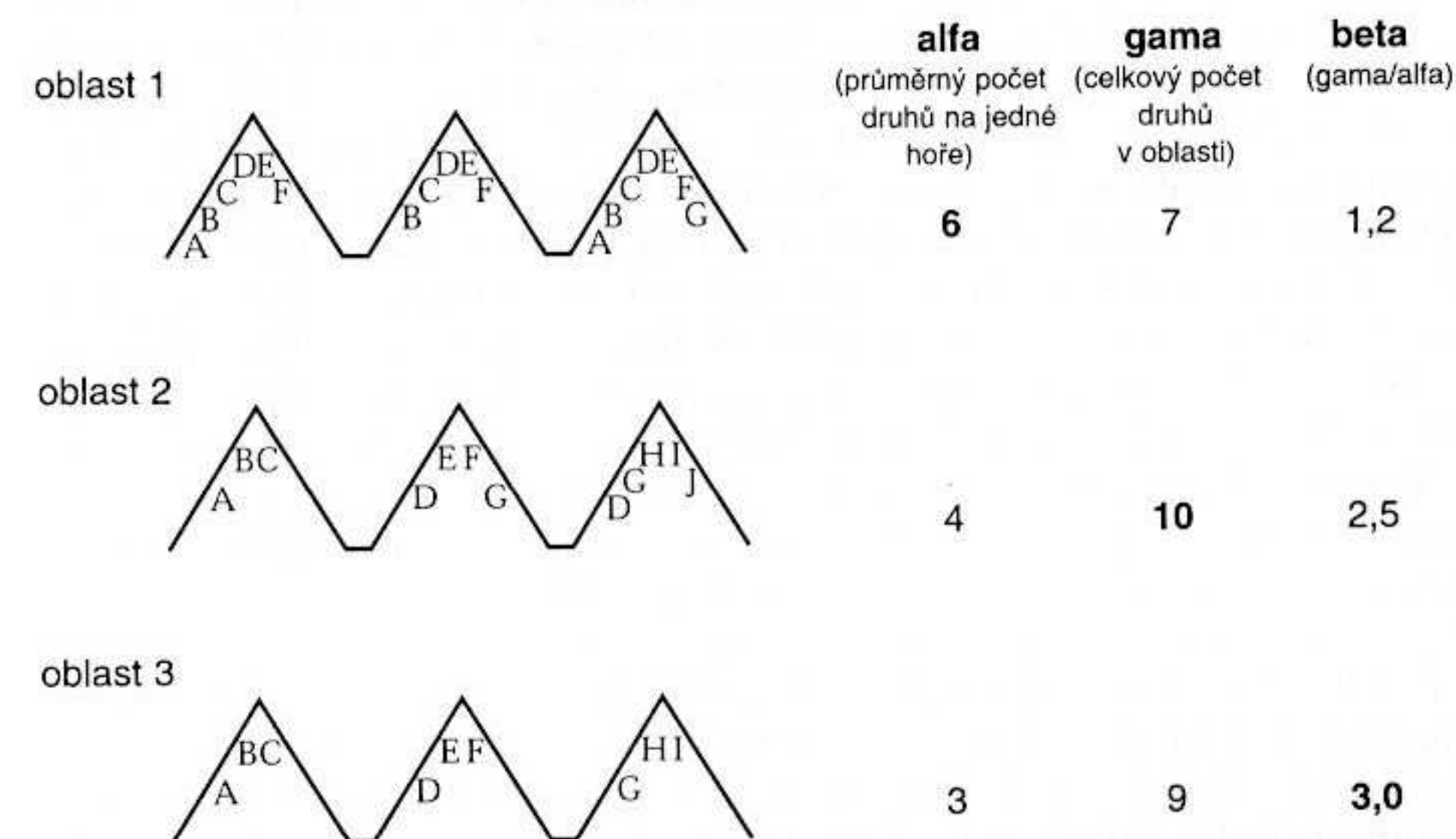
Měření biologické rozmanitosti

Kromě definice biologické rozmanitosti běžně akceptované ochranáři existuje ještě mnoho dalších specializovaných kvantitativních měřítek, která vznikla jako prostředek k porovnání celkové diverzity různých společenstev (Hellmann & Fowler, 1999). Používají se také k ověření teorie, že zvyšující se diverzita vede k rostoucí stabilitě, produktivitě a odolnosti vůči invazím exotických druhů (Pimm, 1991; Tilman, 1999).

Počet druhů ve společenstvu je obvykle popisován jako **druhovú bohatost** (species richness) neboli **alfa-diverzita** (alpha diversity) a užívá se ke srovnávání počtu druhů v různých zeměpisných oblastech nebo přírodních společenstvech. Termín **beta-diverzita** (beta diversity) ukazuje, nakolik se druhové složení mění podél gradientu prostředí nebo podél zeměpisného gradientu. Beta-diverzita je např. vysoká, pokud se druhové složení mechového společenstva podstatně mění na vedlejších vrcholech horského hřebene, ale beta-diverzita je nízká, pokud se většina druhů vyskytuje na celém hřebeni. **Gama-diverzita** (gamma diversity) se vztahuje k větším zeměpisným měřítkům, odpovídá počtu druhů na velkém území či na kontinentu.

Tyto tři typy diverzity můžeme ilustrovat na teoretickém příkladě tří horských hřebenů (obr. 1.8). Nejvyšší alfa-diverzitu má oblast 1 s větším průměrným počtem druhů připadajícím na jednu horu (6 druhů) než zbylé dvě

Obr. 1.8 Indexy biodiverzity pro tři oblasti, v každé jsou tři hory. Každé písmeno představuje populaci jednoho druhu. Některé druhy se nacházejí jen na jedné hoře, zatímco jiné druhy se nacházejí na dvou nebo třech horách. Obrázek ukazuje alfa-, beta- a gama-diverzitu pro každou z oblastí. Kdyby existovaly finanční prostředky pro ochranu pouze jedné z oblastí, měla by být vybrána oblast 2, protože obsahuje největší celkovou diverzitu. Kdyby však mohla být chráněna jen jedna hora, měla by být vybrána hora z oblasti 1, protože obsahuje největší alfa-diverzitu (lokální), tj. největší množství druhů na jednu horu. Každá hora v oblasti 3 hostí specializovanější soubor druhů než hora v jiných oblastech, jak ukazuje vyšší beta-diverzita. Obecně by proto oblast 3 měla nižší ochrannou prioritu.



oblasti. Nejvyšší gama-diverzitu má oblast 2 s nejvyšším celkovým počtem druhů (10). Oblast 3 má vyšší beta-diverzitu (3,0) než oblast 2 (2,5) a oblast 1 (1,2), protože každý druh se nalézá na jedné hoře. V praxi jsou tyto tři ukazatele často vysoce korelovány. Například rostlinná společenstva Amazonie mají vysoké hladiny diverzity v alfa-, beta- i gama-měřítku (Gentry, 1986). Tyto kvantitativní definice diverzity jsou používány primárně v technické ekologické literatuře a podchycují pouze část ze široké definice biodiverzity používané ochranáři. Přesto jsou užitečné při diskusi o způsobech rozmístění druhů a při upozorňování na oblasti, které mají vysokou diverzitu a vyžadují ochranu.

V České republice např. vegetace na Kokořínsku má velmi nízkou alfa-diverzitu a relativně vysokou beta-diverzitu (ochuzená zkyselená stanoviště na kvádrových pískovcích s velmi výraznou stanovištní diferenciací), naopak Bílé Karpaty (živinami bohatý magurský flyš) jsou oblastí s pravděpodobně

nejvyšší druhovou diverzitou společenstev v ČR; jejich nízká beta-diverzita je dána malou stanovištní diverzifikací a značnou plasticitou společenstev.

Rozložení biologické diverzity na Zemi

Druhově nejbohatšími prostředím na Zemi se zdají být tropické deštné lesy, korálové útesy, rozlehlá tropická jezera a hluboká moře (WCMC, 1992; Heywood, 1995). Velký počet druhů se rovněž nachází v suchých tropických biotopech, jako jsou opadavé lesy, buše, savany a pouště (Mares, 1992), a v křovinách mírného pásu se středomořským klimatem, které se vyskytují v jižní Africe, jižní Kalifornii a jihozápadní Austrálii. V tropických lesích je tato rozmanitost dána především velkým množstvím živočišných druhů v určitých taxonomických skupinách, hlavně hmyzu. Na korálových útesech a v hlubokých mořích zahrnuje diverzita organismů širší rozpětí kmenů a tříd (Grassle et al., 1991). V hlubokých mořích je druhová rozmanitost dána dlouhou dobou existence tohoto prostředí, jeho velkou rozlohou, stabilitou a také odlišností jednotlivých typů sedimentů (Waller, 1996). Velké množství druhů ryb ve velkých tropických jezerech a přítomnost jedinečných druhů na ostrovech je v řadě izolovaných, produktivních prostředí způsobena **evoluční radiací** (evolutionary radiation) (box 1.3; Kaufman & Cohen, 1993).

Pro většinu skupin organismů je typické zvyšování jejich druhové rozmanitosti směrem k tropům (Huston, 1994). Například v Thajsku žije 251 druhů savců, zatímco ve Francii pouze 93 druhů, a to navzdory faktu, že tyto země mají přibližně stejnou rozlohu (tab. 1.1). Tento kontrast je zvláště patrný v případě stromů a jiných vyšších rostlin: Na 10 ha lesa v amazonském Peru nebo nížiny v Malajsii můžeme najít 300 i více druhů stromů, zatímco ekvivalentní les v oblasti mírného pásu Evropy nebo USA bude pravděpodobně obsahovat 30 nebo méně druhů. Tento trend zvyšování druhové rozmanitosti

Tab. 1.1 Počet druhů savců v některých zemích tropického a mírného pásma srovnávaných na základě podobné plochy. (Zdroj: WRI, 1994)

Tropická země	Plocha (1000 km ²)	Počet druhů savců	Země mírného pásu	Plocha (1000 km ²)	Počet druhů savců
Brazílie	8 456	394	Kanada	9 220	139
Dem. rep. Kongo	2 268	415	Argentina	2 737	258
Mexiko	1 909	439	Alžírsko	2 382	92
Indonésie	1 812	515	Írán	1 636	140
Kolumbie	1 039	359	Jižní Afrika	1 221	247
Venezuela	882	288	Chile	748	91
Thajsko	511	251	Francie	550	93
Filipíny	298	166	Velká Británie	242	50
Rwanda	25	151	Belgie	30	58

v ekosystémech směrem k tropům probíhá i u mořských ekosystémů. Například Velký bariérový útes u australských břehů tvoří na jeho severním konci přibližujícím se k rovníku 50 druhů korálů, naproti tomu jižní konec útesu tvoří pouze 10 druhů.

Největší druhová rozmanitost se nachází v tropických lesích. Ačkoli tropické lesy zabírají pouze 7 % celkové plochy pevniny (obr. 2.8), obsahují přes padesát procent světového druhového bohatství (Whitmore, 1990). Tento odhad je založen pouze na omezených sběrech hmyzu a jiných členovců –

BOX 1.3 Původ nových druhů

Proces, při kterém se z jednoho původního druhu vyvine jeden nebo více nových, oddělených druhů, známý jako **speciace** (speciation), poprvé popsali před více než sto lety Charles Darwin a Alfred Russel Wallace.

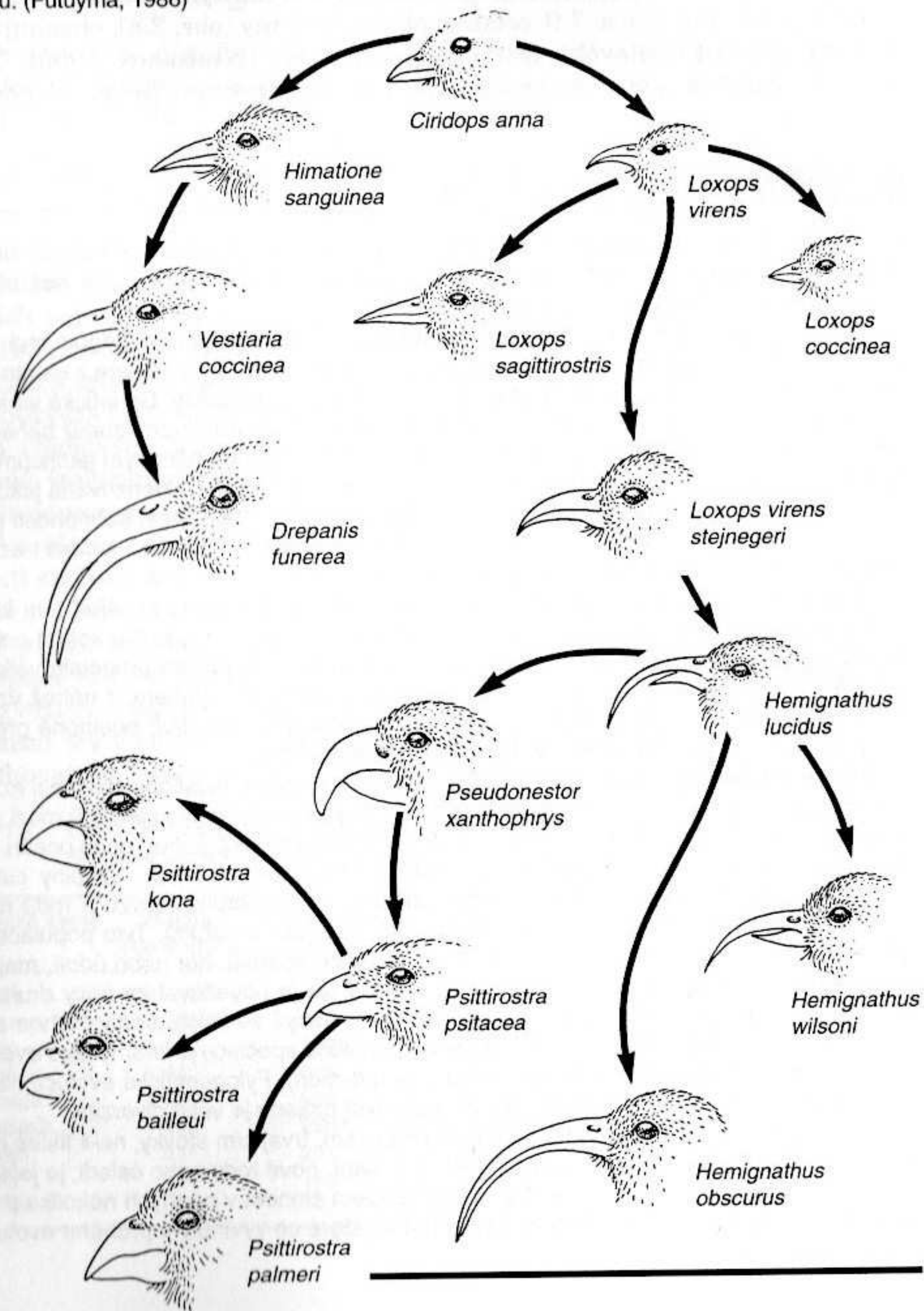
Teorie vývoje nových druhů **přírodní selekcí** (natural selection) je jednoduchá a elegantní. Jedinci v populaci jsou v některých vlastnostech variabilní a některé z těchto vlastností jsou dědičné – jsou předávány geneticky z rodičů na potomky. Genetická variabilita vzniká náhodnými změnami v chromozomech a přerozdělením chromozomů během sexuální reprodukce. Rozdíly v genetických vlastnostech umožňují některým jedincům lepší růst, přežívání a reprodukci než jiným. Tato myšlenka je často charakterizována jako „přežívání nejzpůsobilejších“. Některé genetické vlastnosti poskytující lepší schopnosti přežití umožní to, že jedinci s těmito vlastnostmi budou mít více potomků než jedinci bez nich, a tak se postupně změní genetické složení celé populace.

Genofond populace se v průběhu času často mění podle změn prostředí, ve kterém druh žije. Tyto změny mohou být biologické (potravní zdroje, konkurenti a kořisti) nebo fyzikální (klima, vodní zdroje, půdní charakteristiky). Jestliže populace prodělala velké genetické změny a není už schopna se nadále křížit s původním druhem, z něhož vznikla, může být považována za nový druh. Tento proces, kdy se jeden druh postupně přemění v jiný, se nazývá **fylogenetická evoluce** (phyletic evolution).

Aby se z jednoho předka vyvinuly dva či více nových druhů, musí obvykle mezi různými populacemi existovat nějaká zeměpisná bariéra, jež zabraňuje pohybu jedinců mezi populacemi. Pro suchozemské druhy mohou být těmito bariérami řeky, pohoří nebo oceán, který nemohou běžně překonat. Speciace je relativně rychlá na ostrovech. Skupiny ostrovů, např. Galapágy nebo Havajské souostroví, obsahují mnoho druhů hmyzu a rodů rostlin, které se původně vyvinuly z populací jednotlivých invadujících druhů. Tyto populace jsou geneticky adaptovány na lokální podmínky izolovaných ostrovů, hor nebo údolí, mají rozdílné schopnosti ve srovnání s původním druhem a lze je považovat za nový druh. Tyto druhy zůstanou reprodukčně izolovány od ostatních, i když se jejich areály mohou znovu začít překrývat. Tento proces lokální adaptace a částečné speciace je známý jako **evoluční** (evolutionary) nebo **adaptivní radiace** (adaptive radiation). Fylogenetická evoluce nemívá přímý vliv na biodiverzitu, avšak výsledkem adaptivní radiace je větší diverzita.

Vznik nových druhů je obvykle pomalým procesem, trvajícím stovky, ne-li tisíce generací. Evoluce na úrovni vyšších taxonů, jako jsou např. nové rody nebo čeledi, je ještě pomalejší, trvá stovky až miliony let. Naproti tomu lidská činnost v pouhých několika desetiletích způsobila vymizení velkého množství druhů, které se vyvinuly v průběhu evoluce.

Jeden z nejpozoruhodnějších příkladů adaptivní radiace (srovnatelný s Darwinovými pěnkavami) je čeleď Drepanididae (šatovníkovití). Předpokládá se, že tato endemická ptačí čeleď Havajských ostrovů vznikla z jediného ptačího páru, který se náhodou na ostrovy dostal. Tvar zobáku je různý podle způsobu života; od masivního, hákovitého, přizpůsobeného k louskání semen až ke štíhlému, zahnutému a špičatému, uzpůsobenému k získávání nektaru. (Futuyma, 1986)

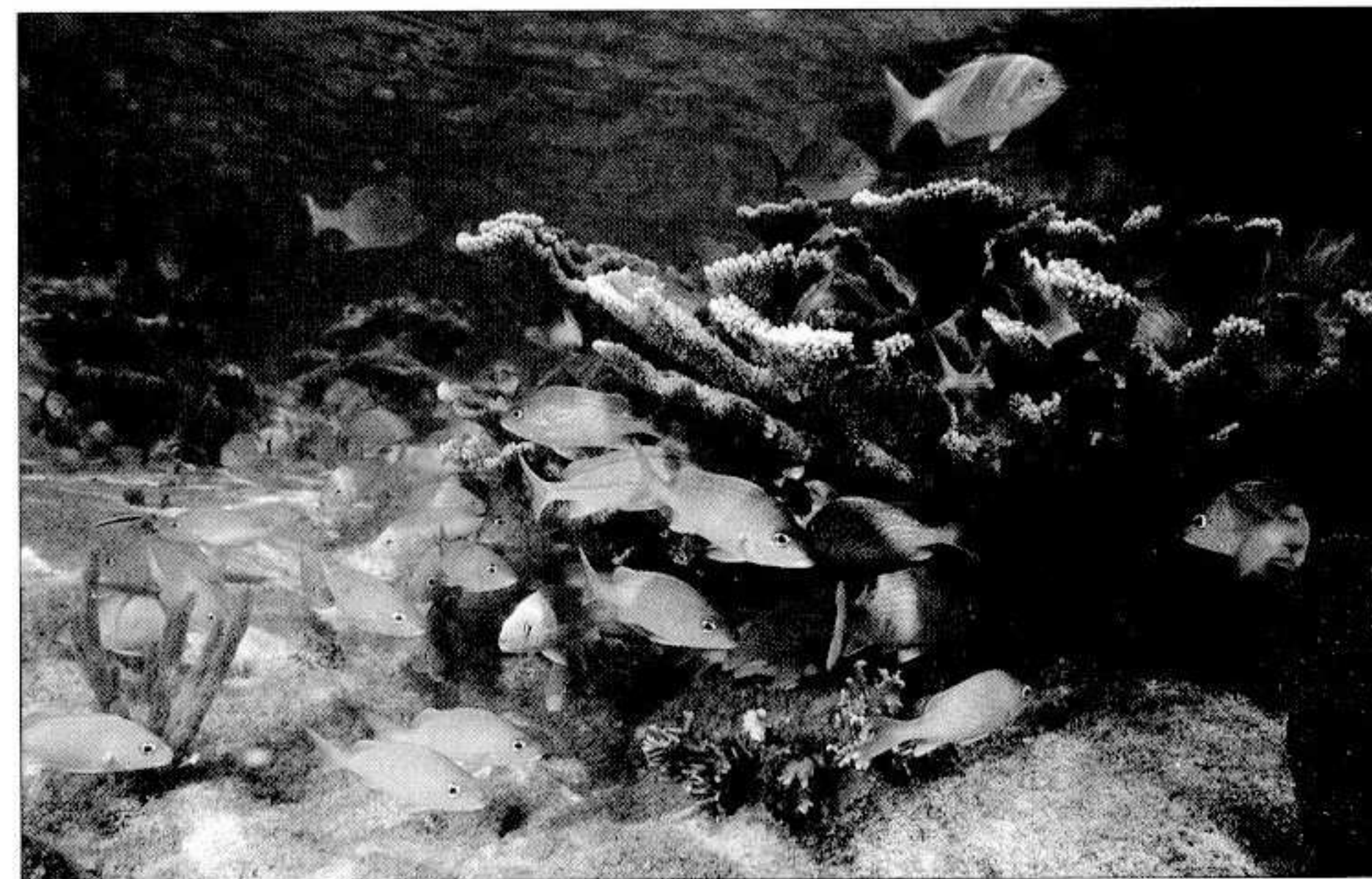


skupin, které se považují za hlavní součást světového druhového bohatství. Odhady počtu nepopsaných druhů hmyzu v tropických lesích se pohybují v rozmezí od 5 do 30 milionů (May, 1992); 10 milionů je považováno v současnosti za rozumný odhad. Jestli je obraz 10 milionů správný, může to znamenat, že hmyz tvoří přes 90 % existujících druhů na Zemi. Okolo 40 % vyšších rostlin světa se nachází v tropických lesích, zatímco 30 % druhů ptáků je na tropických pralesích závislých (Diamond, 1985).

Korálové útesy tvoří jiná skupina druhů. Kolonie drobných korálových živočichů budují rozlehlé útesové ekosystémy, které jsou mořským ekvivalentem tropických deštných lesů v jejich druhové bohatosti a komplexitě (obr. 1.9). Největším světovým korálovým útesem je Velký bariérový útes východně od australského pobřeží, jehož plocha činí 349 000 km². Velký bariérový útes zahrnuje přes 300 druhů korálů, 1500 druhů ryb, 4000 druhů měkkýšů, 5 druhů želv a zajišťuje místo k páření pro asi 252 druhů ptáků (IUCN/UNEP, 1988). Velký bariérový útes hostí přes 8 % světových druhů ryb i přesto, že zabírá pouze 0,1 % z celkové plochy oceánů.

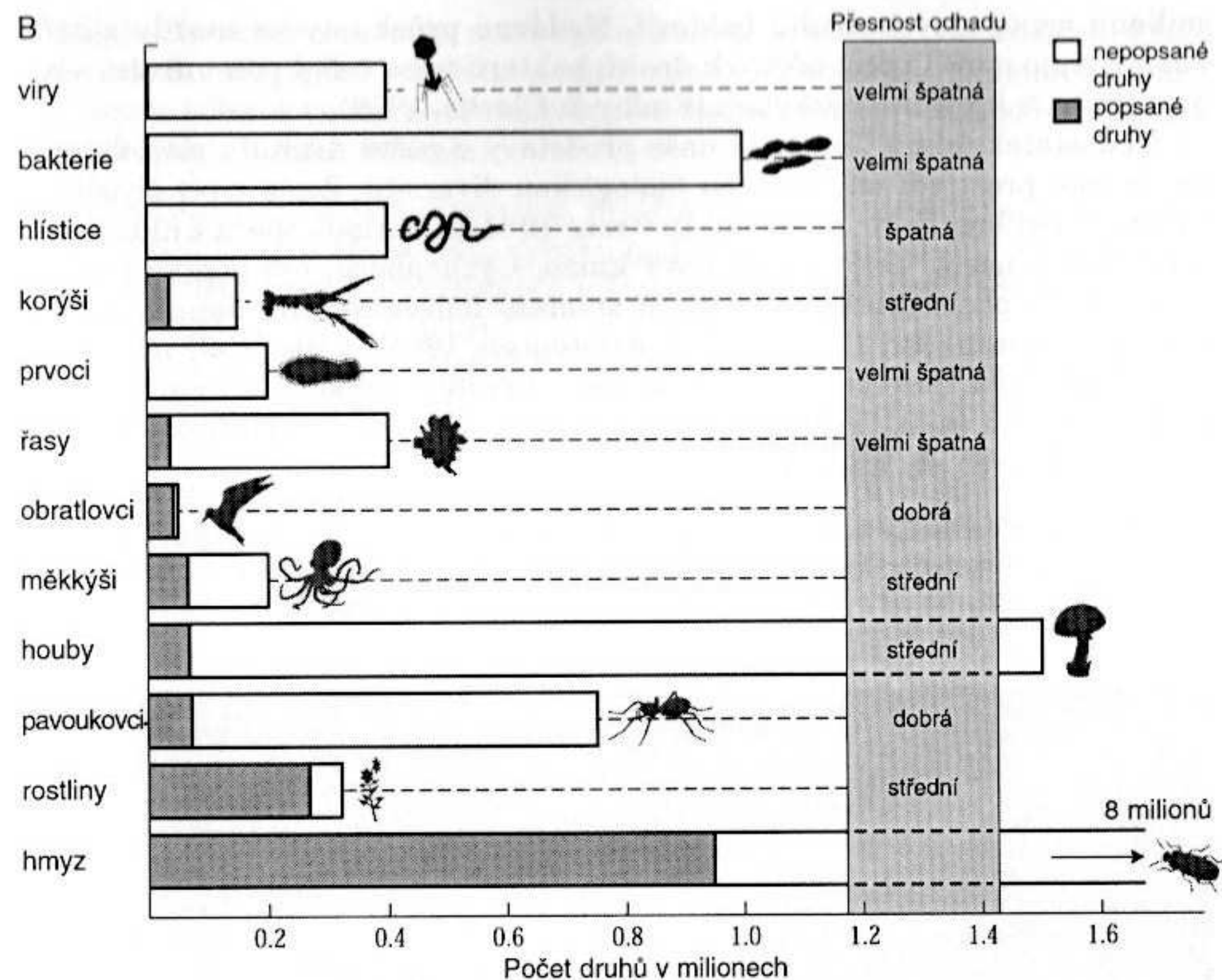
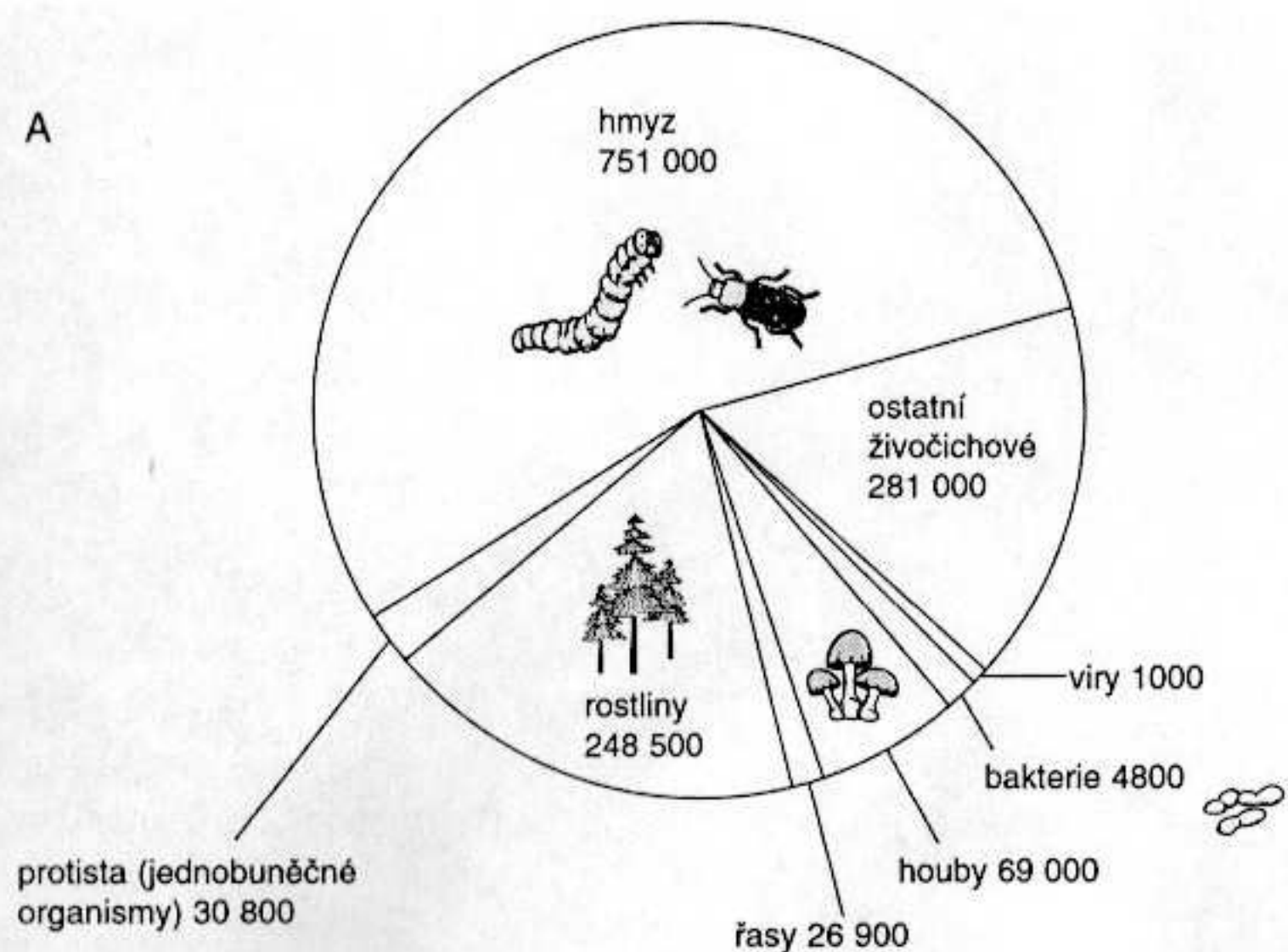
Způsob uspořádání druhové bohatosti je také ovlivňován lokálními změnami v topografii, klimatu, prostředí a historickém stáří (Currie, 1991; Huston, 1994). V suchozemských společenstvech se druhová diverzita snižuje se stoupající nadmořskou výškou, až do určité meze roste se stoupajícím slunečním zářením a se zvyšujícími se srážkami. Druhová rozmanitost je rovněž

Obr. 1.9 Korálové útesy jsou vytvořeny skelety miliard malých organismů. Vytvářejí stanoviště pro mnoho jiných mořských druhů. (Foto © David Wroble/Biological Photo Service)



větší tam, kde soubor topografických faktorů podporuje genetickou izolaci, vznik lokálních adaptací a vytváření nových druhů během speciace, tj. procesy, které probíhají po dlouhé časové úseky. Například přisedlé druhy obývající řadu izolovaných horských vrcholů se mohou během času vyvinout v několik rozdílných drobných druhů, přizpůsobených lokálnímu horskému prostředí. Oblasti, které tvoří geologické komplexy, vytvářejí rozmanité půdní podmínky s navzájem velmi ostrými hranicemi, vedoucími k rozmanitým společenstvům a druhům přizpůsobeným jednomu nebo druhému půdnímu typu. Mezi temperátními společenstvy (společenstvy mírného pásu) vykazuje velkou druhovou bohatost jihozápadní Austrálie, jižní Afrika a další oblasti se středomořským podnebím s mírnými a vlhkými zimami a horkým a suchým létem. Křovinná a bylinná společenstva v těchto oblastech jsou druhově bohatá díky velkému geologickému stáří a pestrosti stanovištních podmínek. V otevřených společenstvech oceánů nacházíme nejvíce druhů v místech překrývání vod rozdílných přírodních společenstev, ale poloha těchto hranic je často v čase nestabilní (Angel, 1993).

Obr. 1.10 A. Vědci identifikovali a popsali asi 1 413 000 druhů; většinu z nich tvoří hmyz a rostliny. (Wilson, 1992)
 B. Odhadované množství druhů u skupin organismů s očekávaným počtem více než 100 000 druhů (obratlovci jsou zahrnuti pro srovnání); množství popsáných druhů je naznačeno šedou částí sloupců, přesnost odhadu je uvedena v šedém sloupci vpravo. Množství nepopsaných druhů může dosahovat až 10 milionů, nebo dokonce 30–150 milionů. (Hammond, 1992)



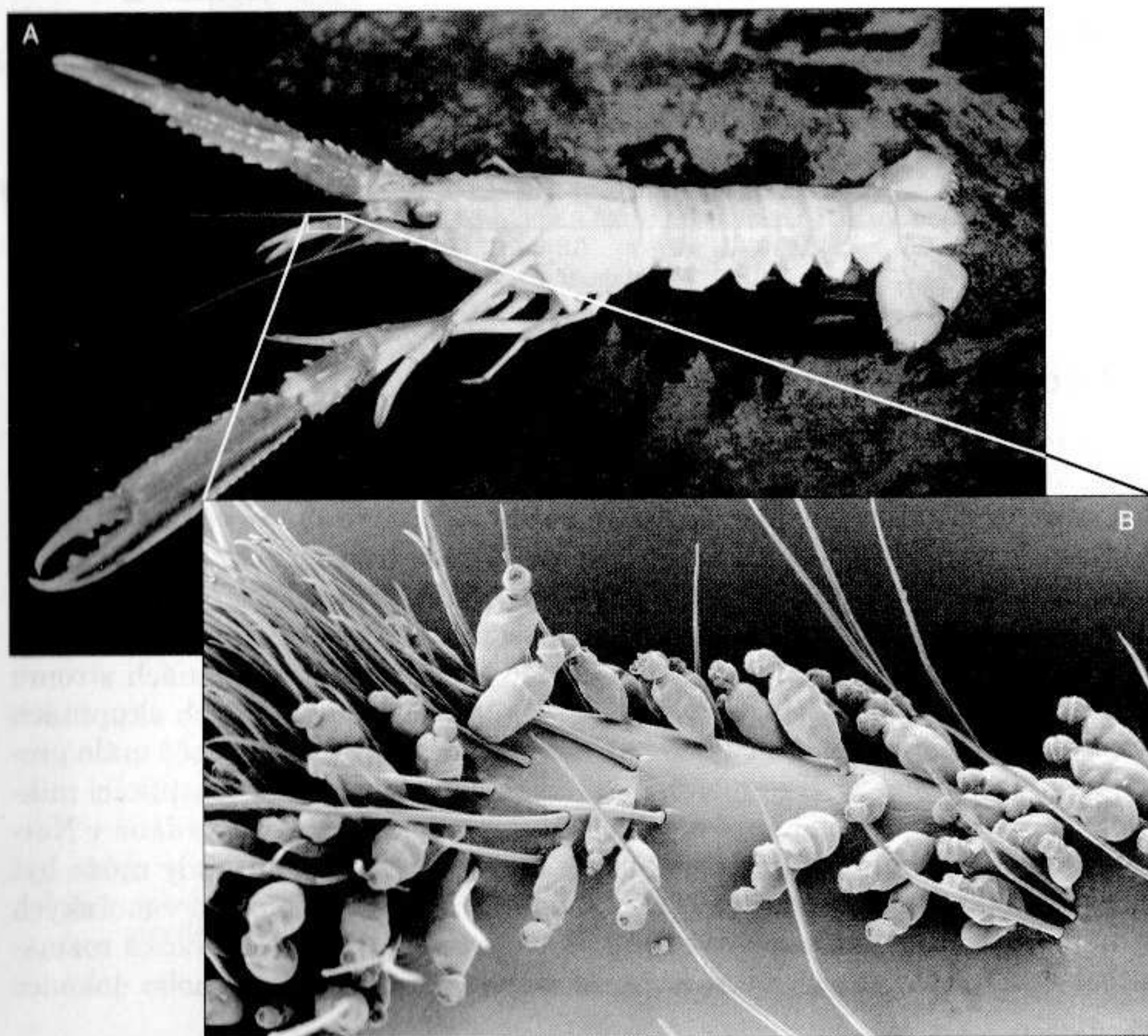
Kolik druhů žije na světě?

Jakákoli strategie zachování biologické diverzity vyžaduje vědecký odhad toho, kolik druhů existuje a jak jsou rozšířeny. V současnosti je popsáno asi 1,5 milionu druhů. Přinejmenším dvojnásobný počet druhů je však dosud nepopsán; je to především hmyz a další členovci v tropech (obr. 1.10A; May, 1992). Naše znalost o počtu druhů není dokonalá, protože nenápadným druhům se nedostalo náležité taxonomické pozornosti. Obtížně se studují například pavouci, háďátka a houby žijící v půdě a hmyz žijící v korunách stromů tropického lesa (obr. 1.10B). Počet druhů v těchto málo známých skupinách může dosahovat stovek tisíců nebo až milionů. Bakterie jsou rovněž málo probídanými organismy (Hammond, 1992). Kvůli složitostem v identifikaci mikrobiologové rozeznávají pouze asi 4000 druhů. Přesto práce prováděné v Norsku analyzující bakteriální DNA zjistily, že v jednom gramu půdy může být více než 4000 druhů bakterií a téměř shodné množství se nachází v mořských sedimentech (Giovannoni et al., 1990; Ward et. al., 1990). Tak vysoká rozmanitost v malých vzorcích naznačuje, že mohou existovat tisíce nebo dokonce

miliony nepopsaných druhů bakterií. Nedávné průzkumy se snažily zjistit, zda existuje menší počet běžných druhů bakterií nebo velký počet druhů s regionálním či lokálním výskytem (Finlay & Clarke, 1999).

Nedostatek údajů limituje i naše představy o počtu druhů v mořích. Zdá se, že toto prostředí má značnou biologickou diverzitu. Zcela nový živočišný kmen, Loricifera, byl poprvé popsán v roce 1983 na základě sběrů z hlubokých moří (Kristensen, 1995) a jiný nový kmen, Cycliophora, byl poprvé popsán v roce 1995 podle drobných brvitých stvoření nalezených na ústním ústrojí norského humra (obr. 1.11; Funch & Kristensen, 1995). V roce 1999 byla u pobřeží Namibie nalezena největší bakterie na světě o velikosti očí mušky octomilky (Schultz et al., 1999). Existuje nepochybně ještě mnoho neobjevených druhů mořských organismů.

Obr. 1.11 Nový kmen Cycliophora byl poprvé popsán v roce 1995. Obsahuje jeden druh vázovitěho tvaru, *Symbion pandora* (asi 40 jedinců je na obr. B). Jeho příslušníci se uchycují na ústní části norského humra, *Nephrops norvegicus* (A). (Foto Reinhardt Kristensen, University of Copenhagen)



Stále jsou nacházena zcela nová společenstva, a to často na místech, která jsou člověku extrémně vzdálená a nepřístupná. Speciální výzkumná technika umožnila odhalit různá neobvyklá společenstva, zvláště v hlubokých mořích a v korunách lesních stromů:

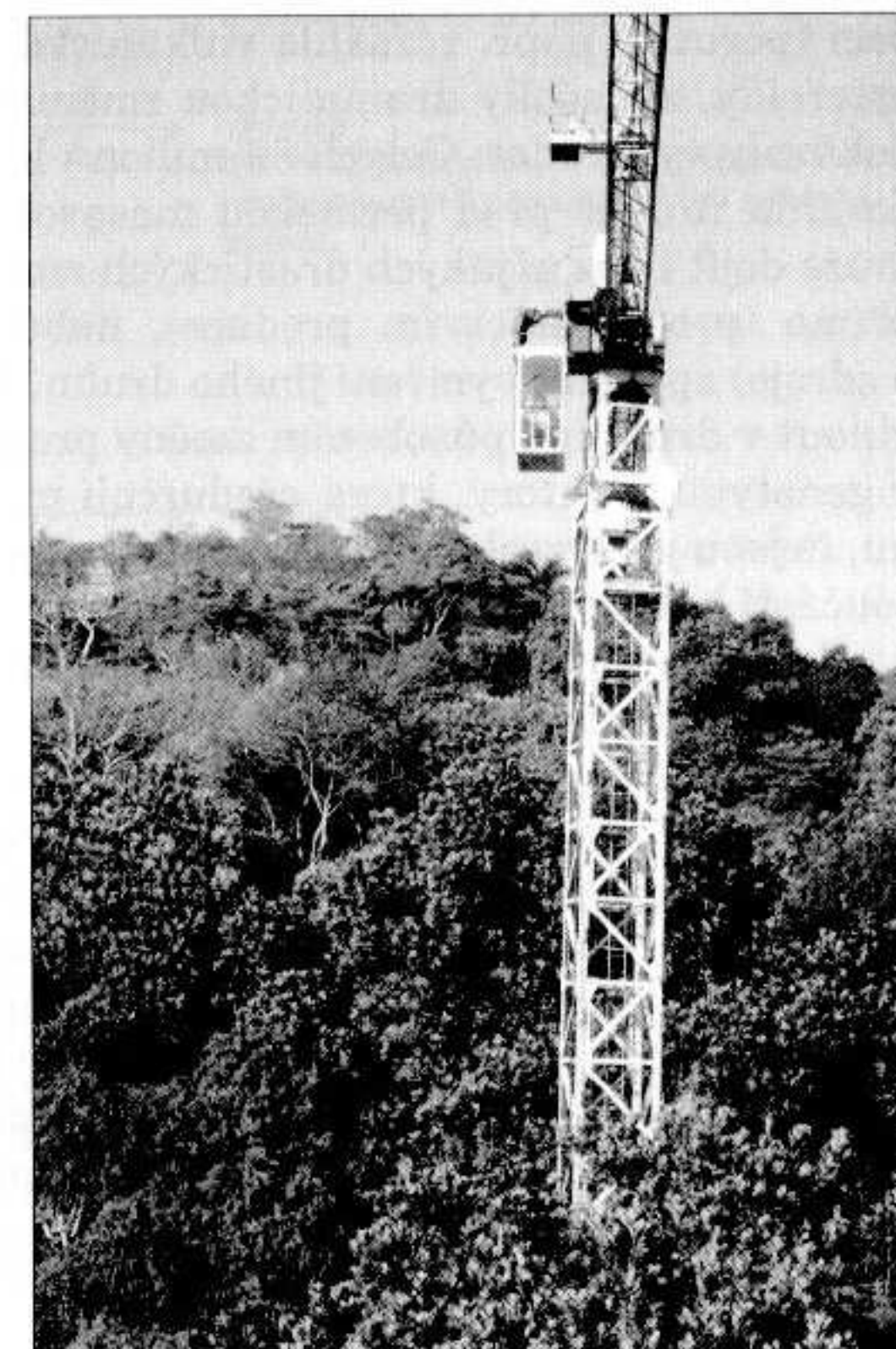
- Rozličná společenstva živočichů, zvláště hmyzu, jsou přizpůsobena životu v korunách tropických stromů vysoko nad zemí (Wilson, 1991; Mofat, 1994). Budování věží a visutých chodníků v korunách stromů nyní vědcům toto prostředí zpřístupňuje (obr. 1.12).

- V nepřístupných horských deštných lesích na hranici Vietnamu a Laosu užasli biologové nad objevem tří druhů pro vědu zcela nových velkých kopytníků (Linden, 1994). Jedním z nich je *Pseudoryx nghetinhensis* z čeledi turovitých, jenž byl objeven poprvé v roce 1992. Tento velmi plachý tvor je jedním z nejvzácnějších savců na světě a nikdy se nepřibližuje k lidským obydlím.

- Dno hlubokého moře, které zůstává vzhledem k obtížné přístupnosti a existenci velkého tlaku značně neprobádané, hostí řadu unikátních společenstev bakterií a živočichů (Tunncliffe, 1992). Nepopsané druhy aktivních bakterií byly nalezeny v mořských sedimentech až 500 m pod povrchem dna, kde nepochybně hrají hlavní roli v chemických a energetických procesech tohoto ohromného ekosystému (Parkes et al., 1994).

- Nedávné vrtné projekty objevily rozmanitá bakteriální společenstva žijící v hloubkách 2,8 km pod povrchem Země o hustotě až 100 milionů bakterií v 1 gramu horniny. Tato společenstva jsou zkoumána jako možný zdroj nových chemických látek pro potenciální využití při degradaci toxických látek a pro objasnění toho, zda může existovat život na jiných planetách (Frederikson & Oastatt, 1996; Fisk et al., 1998).

Obr. 1.12 Ke studiu vertikální členitosti tropických lesů a především procesů probíhajících ve svrchní části korunového patra používají vědečtí pracovníci zařízení ve stylu jeřábu, tzv. canopy crane. To umožňuje např. studovat fyziologické jevy odehrávající se na povrchu a uvnitř listů silně osluněných částí korun stromů. (Foto V. Novotný)



Vymírání a ekonomika: ztráta něčeho hodnotného

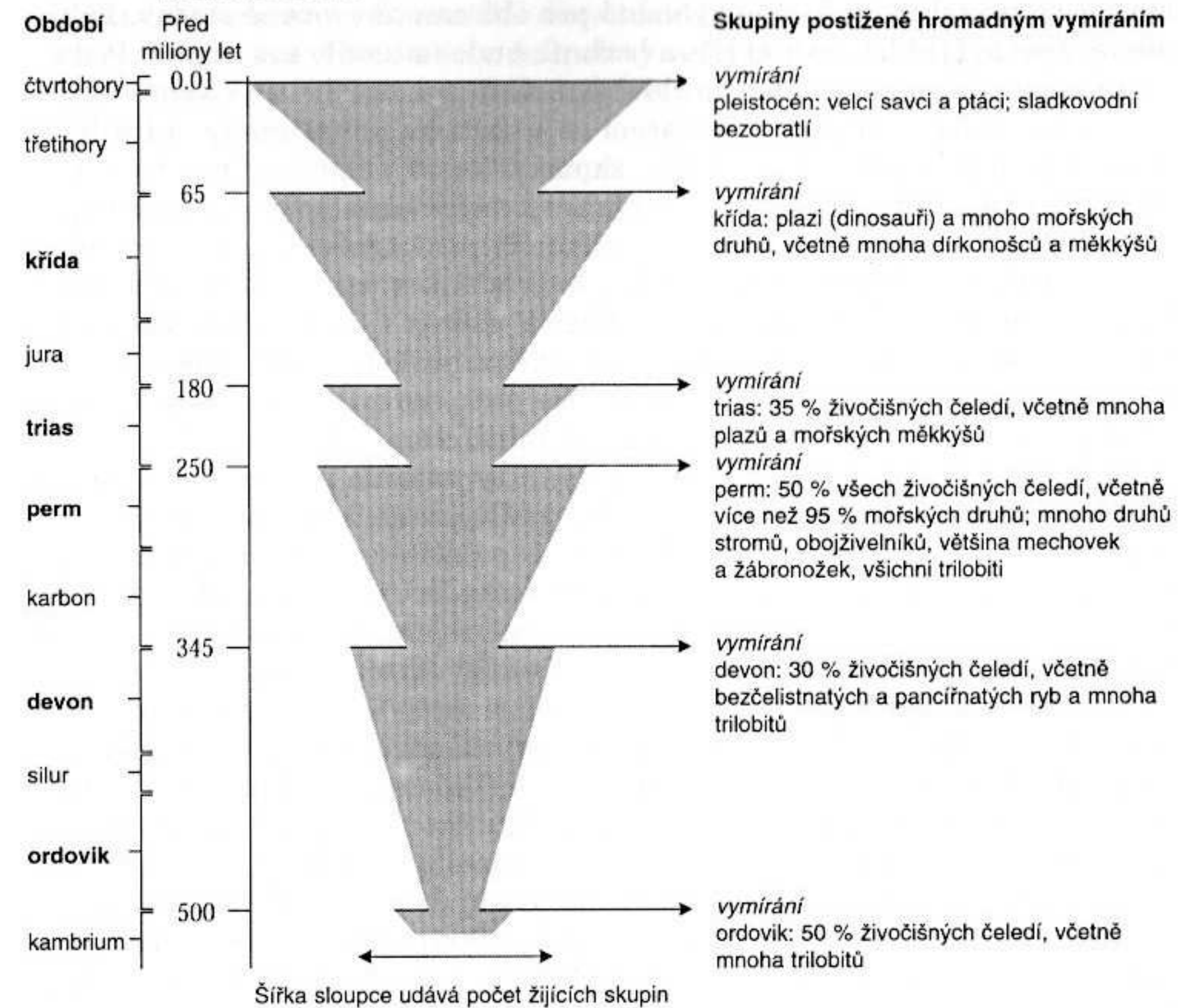
Prozkoumat, zaznamenat a ochránit druhovou rozmanitost je největším úkolem, na němž se podílejí hlavně muzea, univerzity, ochránářské organizace a další instituce. Bude to vyžadovat významný posun v současné politice a sociálním citění; lidé a vlády celého světa musí pochopit, že rozmanitost života je něco nesmírně cenného a samozřejmě i nezbytného pro další lidskou existenci na této planetě. Tato změna bude možná pouze tehdy, pokud lidé pocítí, že s pokračující destrukcí přírodních společenstev ztrácí něco opravdu hodnotného. Co však ve skutečnosti ztrácíme? Proč by nás vymření určitého druhu mělo trápit? Co přesně je tak hrozného na vymírání druhů?

Obecné schéma vymírání

Pozemská druhová diverzita narůstala od prvopočátku života na Zemi. Tento nárůst nebyl rovnoměrný, spíše ho charakterizuje střídání období intenzivní speciace, relativního „speciačního klidu“ a pět epizod **hromadného vymírání** (mass extinction) (Wilson, 1989; Raup, 1992). Při nejmasovější z těchto extinkcí, před 250 miliony let, na konci permu, vymřelo 77–96 % všech mořských organismů (obr. 1.13). Je docela možné, že některé z masivních perturbací (poruch), např. rozsáhlé vulkanické erupce nebo kolize Země s většími asteroidy, způsobily dramatickou změnu podnebí, s níž se mnohé druhy nedokázaly vypořádat. Celých 50 milionů let trvalo, než druhová diverzita opět dosáhla úrovně před permskou masovou extinkcí. Avšak k vymření druhu může dojít i bez nějakých drastických změn prostředí. Jeden druh může ať již přímo (prostřednictvím predace), nebo nepřímo (následkem konkurence o zdroje) způsobit vymření jiného druhu. Evolučně úspěšný druh se může vyvinout v druh jiný působením změny prostředí nebo díky náhodnému posunu v genotypu. Faktory, které předurčují přetrvání nebo vymření určitého druhu, nejsou ještě zcela jasné, ale extinkce je – stejně jako speciace – přirozenou součástí koloběhu přírody.

Pokud je však speciace přirozenou součástí přírodních procesů, proč bránit vymření určitého druhu? Odpověď lze nalézt v porovnání rychlostí speciace a extinkce. Speciace je obvykle velmi pomalá a spočívá v postupném hromadění mutací a posunu alelových frekvencí po dobu tisíců, ale většinou milionů let. Dokud tedy bude rychlost speciace stejná nebo větší než rychlost extinkce, bude druhová rozmanitost konstantní nebo bude vzrůstat. Až doposud byla vždy rychlost speciace s rychlostí vymírání v rovnováze, případně byla větší. Současná míra extinkce je však – téměř výlučně v důsledku lidské činnosti – sto- až tisíckrát větší. Mnozí ji proto označují jako šesté hromadné vymírání. Nynější ztráta druhů je zcela bezpříkladná, ojedinělá a nevratná.

Obr. 1.13 I když celkový počet čeledí a druhů na Zemi v průběhu věků vzrostl, velké procento druhů vymřelo během každého hromadného vymírání (tučně označená vlevo). Největší z těchto extinkcí nastala před asi 250 miliony let, na konci permu. Nyní jsme na počátku šesté hromadné extinkce, extinkce pleistocenní, charakterizované ničivým vlivem lidských aktivit, ztrátou stanovišť, nadměrným lovem a vlivem invazních druhů.



Ekologická ekonomie

Aby mohla být současná extinkce zastavena, musíme nejprve pochopit její základní příčiny. Co nutí člověka chovat se tak destruktivně? Ničení životního prostředí má své ekonomické důvody. Lesy jsou káceny kvůli výnosům za prodej stavebního dříví, zvířata se loví pro maso a ostatní produkty. Člověk mění přírodní prostředí na zemědělskou krajinu kvůli nedostatku prostoru. Druhy jsou introdukovány na nové kontinenty bez jakýchkoli představ o důsledcích. Protože uvedené příčiny devastace přírody jsou často ekonomické, řešení musí respektovat základní principy ekonomie. Ochranáři nyní stále častěji

zahrnují ekonomické aspekty do svých projektů, stejně jako ekonomické argumenty do svých posudků.

Pochopení několika základních ekonomických principů objasní příčinu lidského krátkozrakého a nešetrného chování k přírodě. Jedno z nejobecněji uznávaných pravidel ekonomie praví, že dobrovolná obchodní transakce je možná pouze tehdy, pokud je výhodná pro obě zainteresované strany. Pekař prodávající svůj chléb po 200 Kč za bochník bude mít málo zákazníků. Podobně zákazník, který je ochoten za chleba zaplatit pouze 2 koruny, umře hlady. Transakce mezi kupujícím a pekařem se uskuteční pouze tehdy, když bude oboustranně výhodná. Adam Smith, skotský filozof a ekonom žijící v 18. století, jenž je autorem mnoha dodnes akceptovaných ekonomických tezí, hlásal (*Wealth of Nations*, 1776): „Řezník, pekař či pivovarník nám své produkty neprodávají z dobročinné vůle, prodat své zboží je v jejich vlastním zájmu.“ Všechny zúčastněné strany od transakce očekávají vylepšení své vlastní situace. Pokud bude mít každý jedinec z každé transakce, na níž se podílí, nějaký užitek, bude i společnost jako celek lépe prosperovat a bude bohatší. Je to stejné, jako kdyby trh řídila nějaká neviditelná ruka.

Vyjmenovat všechny předpoklady a výjimky z tohoto pravidla je mimo rámec tohoto textu. Existuje však jedna důležitá výjimka, která se životního prostředí přímo dotýká. Předpokládá se totiž, že veškeré náklady i užitek z transakce sdílejí pouze její účastníci. V určitých případech jsou však některé užítky nebo náklady sdíleny osobami, které se transakce přímo neúčastní. Tyto vnější náklady nebo užítky se označují jako **externality** (externalities). Snad nejvíce přehlíženou a přitom nejčastější externalitou je ničení životního prostředí jako nepřímý důsledek lidské ekonomické aktivity. Tam, kde externality existují, není trh prostředkem k obecně prosperující společnosti. Z tohoto selhání trhu pak pramení nerovnoměrné rozložení zdrojů, které dovolí určitým lidem prosperovat na úkor životního prostředí a potažmo celé společnosti.

Základním úkolem ochranářů je zajistit, aby byly do transakcí zahrnuty veškeré náklady i užítky, tzv. **internalizace externalit** (internalization of external costs and benefits). Obecně se dá říct, že společnosti, které se podílejí na ničení životního prostředí, neplatí adekvátní cenu za škodu, kterou způsobily, a velmi často neplatí vůbec nic. Namísto toho tyto škody nesou lidé žijící v blízkosti zničené lokality, kteří z transakce profitují málo nebo dokonce vůbec.

Například rafinerie, která znečišťuje ovzduší i vodu, má zisk z prodeje paliva, z nafty mají užitek její spotřebitelé, avšak některé náklady této transakce (zhoršená kvalita ovzduší, znečištění vodních zdrojů, zvýšený výskyt dýchacích onemocnění) silně ovlivňují život lidí žijících v okolí rafinerie. Stejný příklad selhání trhu můžeme nalézt i na mezinárodní úrovni: garnáti jsou často chováni na farmách v rozvojových zemích, ale jejich ceny na západních trzích samozřejmě nezahrnují zničení pobřežních mokřadů a půdy kolem přilehlých vesnic.

Jako odpověď na potřebu zahrnutí těchto nákladů do celkových kalkulací projektů byla založena nová vědní disciplína integrující ekonomii, ekologii, vědu o životním prostředí a sociologii; jejím úkolem je ohodnotit a „ocenit“ biologickou diverzitu v ekonomických analýzách (Barbier et al., 1994; Masood & Garwin, 1998). Tato vědní disciplína se nazývá **ekologická ekonomie** (ecological economics). Ochránáři dnes tento koncept často používají, protože pro vládní úředníky, bankéře a manažery velkých společností je jazyk ekologické ekonomie mnohem srozumitelnější a mnohem snáze pak chápou potřebu chránit biologickou diverzitu.

Do nákladů velkých projektů, např. přehrad, veřejných komunikací, zavlažovacích systémů a plantážového zemědělství, se dnes se zvýšenou měrou započítávají ekologické náklady v podobě **analýz dopadu na životní prostředí** (EIA – Environmental Impact Assessment; box 5.1). Tyto analýzy hodnotí současný a budoucí dopad projektu na životní prostředí. Do definice životního prostředí je často kromě neobnovitelných přírodních zdrojů zařazována i kvalita ovzduší, vody, životní prostředí lidí a ohrožených zvířat.

Analýza nákladů a užitků (cost-benefit analysis) porovnává v co nejkompexnější podobě hodnoty vytvořené projektem a hodnoty, které budou v důsledku projektu ztraceny (Perrings, 1995). Teoreticky by měl být projekt schválen, pokud převáží aktiva, a naopak zastaven, pokud převáží pasiva. V praxi je tato analýza často pouze hrubým vodítkem, protože klady a zápory projektu se mohou během času měnit.

V době nedávno minulé bylo dokonce učiněno několik pokusů započítat ztráty přírodních zdrojů přímo do výpočtu hrubého domácího produktu (HDP) a dalších indexů blahobytu (Daly & Cobb, 1989; Repetto, 1992). Zde se však objevuje problém, protože do HDP se započítávají všechny ekonomické aktivity v zemi, a ne pouze aktivity ekologicky prospěšné. Vůči přírodě nešetrné ekonomické aktivity, např. intenzivní rybolov v pobřežních vodách nebo špatně obhospodařované povrchové doly, působí nárůst HDP, ale v dlouhodobé perspektivě působí proti narůstání blahobytu dané země. Katastrofy typu havárie tankeru Exxon Valdez či požáry rafinerií po válce v Perském zálivu dokonce způsobily nárůst HDP způsobený dočasným zvýšením počtu volných pracovních míst u projektů na zahlazení následků. V současné době však v těchto zemích začínají ztráty způsobené zničením životním prostředím (problémy v zemědělství a rozvoji průmyslu) převyšovat dočasné zisky. Například v Kostarice hodnota lesů zničených v osmdesátých letech daleko převyšuje příjem z lesních produktů, takže dřevařský průmysl během několika let vyčerpal velkou část bohatství země (Repetto, 1992).

Zdroje ve společném vlastnictví

Mnoho přírodních zdrojů (čistý vzduch, voda, půda, vzácné druhy a dokonce i estetická hodnota krajiny) se považuje za **zdroje ve společném vlastnic-**

Obr. 1.14 Přírodní produkty patří mezi základní životní potřeby lidí na celém světě. Mezi nejdůležitější rostlinné druhy pro domorodé obyvatele žijící podél velkých řek Papuy-Nové Guiney patří ságová palma (*Metroxylon sago*), z níž domorodci využívají téměř všechny použitelné části. Tato kultura lidí neprovozuje stěhovavé polaření, ale je závislá na lovu ryb a získávání ságo. (Foto V. Novotný)

A. Domorodec pletoucí střechu ze ságových listů.

B. Mezi nejdůležitější nutriční potraviny nahrazující brambory a rýži patří škrobnatá hmota, tzv. ságo, která tvoří zásobní látku palmy. Ságo se získává promýváním dřeně ságové palmy.



Ačkoli je závislost na místních přírodních produktech primárně spojena s rozvojovým světem, přesto i v rozvinutých zemích, jako jsou Spojené státy a Kanada, existují venkovské oblasti, kde žijí statisíce lidí využívajících palivové dříví jako topivo a zvěřinu jako zdroj masa. Lidé by tam nemohli přežít, pokud by museli palivo a maso kupovat.

Výrobní užitná hodnota

Výrobní užitná hodnota je přímá hodnota prisuzovaná produktům, které se získávají z přírody a prodávají se na obchodních trzích jak na úrovni národní, tak mezinárodní. Tyto produkty jsou typicky oceňovány standardními ekonomickými metodami, a to cenou, která je placena v okamžiku prodeje, sníženou

o náklady vzniklé cestou od výrobce ke spotřebiteli. Znamená to, že přírodní produkt, který je považován za druhořadý, může být ve skutečnosti výchozí pro mnoho hlavních vyráběných produktů (Godoy et al., 1993). Například kůra řešetláku (*Rhamnus purshiana*), která se sklízí na západě USA, je hlavní složkou určitých druhů projímadel; nákupní cena kůry se pohybuje okolo 1 mil. amerických dolarů ročně, ale konečná maloobchodní cena léku je 75 mil. USD (Prescott-Alen & Prescott-Alen, 1986).

Rozsah produktů získaných z přírodního prostředí a následně prodávaných na trzích je ohromný. Mezi nejvýznamnější patří stavební a palivové dříví, ryby, koryši a měkkýši, léčivé rostliny, planě rostoucí ovoce a zelenina, zvěřina a kožešiny z volně žijících zvířat, lýko, rattan, med, včelí vosk, přírodní barviva, mořské řasy, krmivo pro zvířata, přírodní složky parfémů, rostlinná guma a pryskyřice (Radmer, 1996; Baskin, 1997).

Výrobní užitná hodnota přírodních zdrojů je významná i v průmyslově vyspělých zemích. Prescott-Alen & Prescott-Alen (1986) spočítali, že 4,5 % hrubého domácího produktu Spojených států závisí nějakým způsobem na volně žijících druzích, což představuje okolo 87 mld. USD ročně. Dané procento bude asi daleko větší v rozvojových zemích s méně vyvinutým průmyslem a větším podílem populace žijící na venkově.

Surové dříví je v současné době jedním z nejvýznamnějších produktů získávaných z přírodního prostředí; jeho hodnota na mezinárodním trhu přesahuje ročně 120 mld. USD (WRI, 1998). Vývoz dřeva z mnoha tropických zemí rapidně stoupá, poněvadž tyto země potřebují zahraniční měnu, kapitál pro industrializaci a pro splácení zahraničních dluhů. V tropických zemích, jako je Indonésie a Malajsie, patří dříví mezi nejvíce vyvážené produkty; jeho vývoz představuje ročně miliardy USD (obr. 1.15A; Primack & Lovejoy, 1995).

Z dalších produktů získávaných z lesa má velkou výrobní užitnou hodnotu zvěřina, plody, kaučuk a pryskyřice, rattan a léčivé rostliny (obr. 1.15B). Tyto položky představují např. 63 % zisku z celkového exportu lesních produktů v Indii (Gupta & Guleria, 1982). Zmíněné produkty, někdy nepřesně nazývané „menšinové lesní produkty“, mají ve skutečnosti velký ekonomický význam a mohou představovat časem větší hodnotu než okamžitý zisk z pokácených kmenů (Panayotou & Ashton, 1992; Daily, 1997). Význam mimodřevářských lesních produktů spolu s významem lesů z hlediska jejich funkce v ekosystému poskytuje silné ekonomické argumenty pro zachování lesů v mnoha oblastech světa.

Největší výrobní užitná hodnota mnoha druhů spočívá v možnostech získávání nových materiálů pro průmysl a zemědělství a pro genetické šlechtění hospodářských plodin (Baskin, 1977). Některé divoce žijící druhy rostlin a živočichů, které jsou nyní pěstovány a chovány v lokálním měřítku, mohou být využity na plantážích a farmách a některé mohou být šlechtěny v laboratořích. Divoce žijící populace poskytují počáteční materiál k namnožení a zdroj ke genetickému šlechtění domestikovaných populací. V případě hospodář-

tví (common property resources) patřící celé společnosti. Tyto zdroje nejsou předmětem koupě a prodeje, nemají cenu, za niž by se směňovaly, tudíž se jim nepřisuzuje žádná finanční hodnota. Lidé, společnosti a vlády je užívají a často ničí, aniž by cokoli platili. Tato situace se označuje jako **tragédie společného** (tragedy of the commons) (Hardin, 1985).

V nově vyvinutých a komplexnějších systémech „zeleného“ účetnictví, např. National Resource Accounting, je využívání těchto zdrojů zahrnuto do vnitřních nákladů transakce, a nikoli jako externalita. Povinnost platit za škody způsobené na životním prostředí (internalizace externalit) povede k šetrnějšímu chování vůči přírodě a sníží množství těchto škod. Uvažuje se o zvýšení daní u fosilních paliv, pokut za plýtvání energií a znečišťování a o povinných recyklovacích programech. Dále budou odebrány subvence průmyslu a ostatním aktivitám znečišťujícím životní prostředí. Nové investice by mohly být přesměrovány do aktivit šetrnějších nebo zlepšujících životní prostředí a prospěch z nich by mělo mít co největší množství lidí, zvláště těch chudých. A konečně finanční postihy za poškozování biologické diverzity by měly být tak vážné, že by přinutily průmysl být mnohem šetrnější vůči přírodě.

Posuzování hodnoty biodiverzity je kvůli celé řadě ekonomických a etických faktorů nesmírně komplikované. Největším úkolem ekologické ekonomie je vyvinout metody pro ohodnocení komponent biologické diverzity. Pro určování ekonomické hodnoty genetické variability druhů, společenstev a ekosystémů byla navržena celá řada postupů.

Mezi nejužitečnější patří metody používané McNeelym (1990) a Barbierem et al. (1994). Podle nich jsou hodnoty rozděleny na **hodnoty přímé** (direct values), v ekonomice známé jako *soukromé statky a služby*, které jsou spojovány s produkty využívanými lidmi, např. ryby, dřevo a léčivé rostliny, a **hodnoty nepřímé** (indirect values), v ekonomice známé jako *veřejné statky a služby*, jejichž hodnota spočívá v biologické diverzitě a nezahrnuje čerpání a ničení zdrojů (kvalita vody, ochrana půdy, rekreace, vzdělání, vědecký výzkum a regulace podnebí). Biologická diverzita v sobě skrývá ještě další hodnoty, jako je schopnost poskytovat v budoucnosti nové zisky a služby a také existenční hodnota založená na tom, kolik lidí je ochotno přispívat na ochranu druhů před vyhynutím nebo na určité společenstvo před zničením.

Přímé ekonomické hodnoty

Přímé hodnoty jsou přisuzovány těm produktům, které jsou přímo využívány lidmi. Tyto hodnoty mohou být obvykle snadno vyčísleny statistikou importu a exportu, pozorováním aktivit reprezentativních skupin lidí nebo sledováním míst, kde se obchoduje s přírodními produkty. Přímé hodnoty mohou být dále rozděleny na **spotřební užitnou hodnotu** (consumptive use value) pro

zboží, které se spotřebovává místně, a **výrobní užitnou hodnotu** (productive use value) pro výrobky prodávané na trzích.

Spotřební užitná hodnota

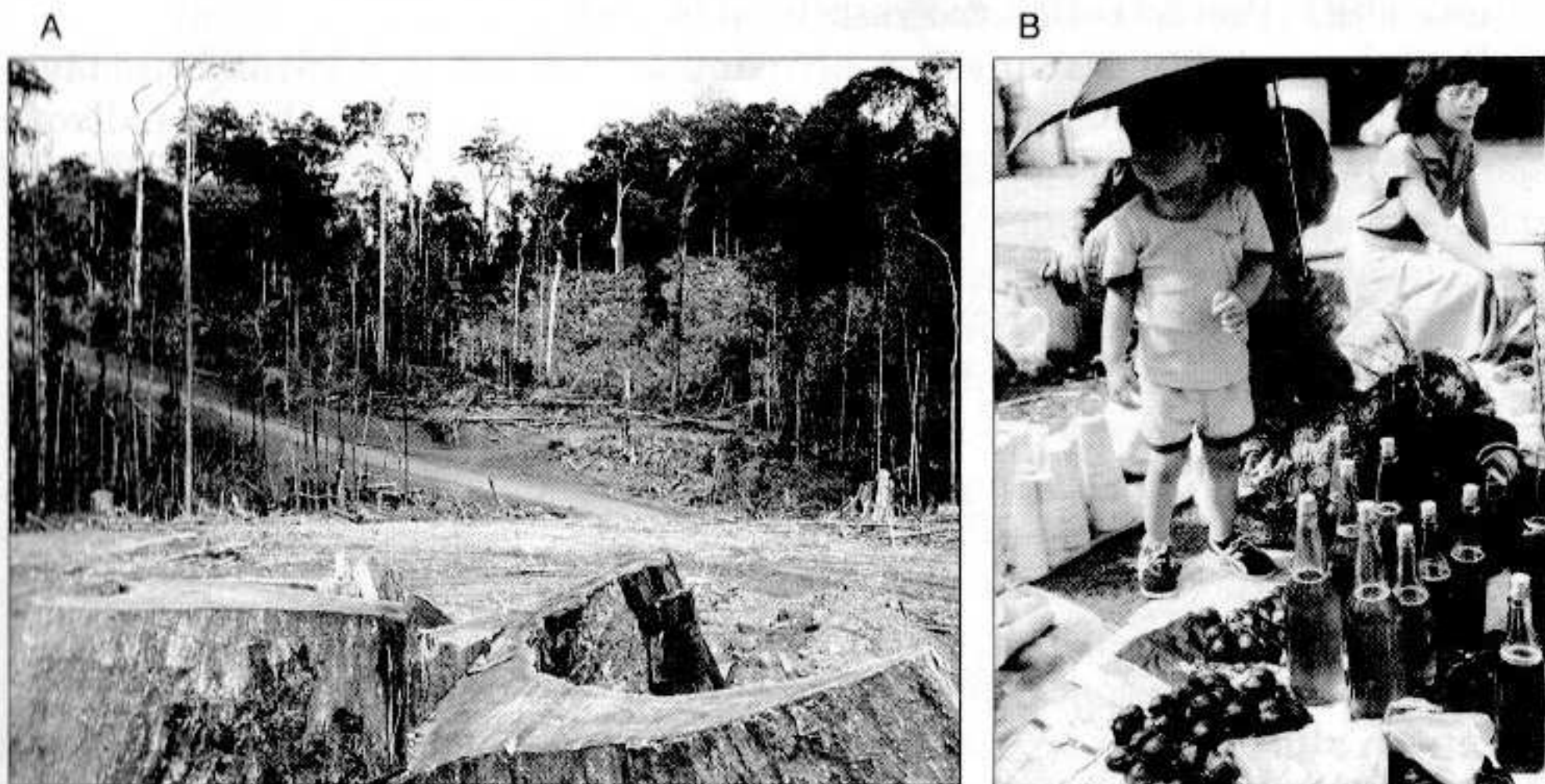
Spotřební užitnou hodnotou se mohou oceňovat zdroje, jako je palivové dříví a volně žijící živočichové, které se spotřebovávají místně a neobjevují se na národních nebo mezinárodních trzích. Lidé žijící v úzkém vztahu s půdou často získávají značný podíl produktů, které potřebují pro své živobytí, z okolního prostředí. Ty se obvykle neobjevují v hrubém domácím produktu jednotlivých zemí, protože se neprodávají ani nenakupují, nebo se prodávají pouze na místních trzích. Pokud však lidé nemohou získat tyto produkty, což se může stát v důsledku degradace životního prostředí, přečerpáním přírodních zdrojů nebo dokonce vytvářením chráněných rezervací, jejich životní úroveň klesá, někdy dokonce až do té míry, že zde nejsou schopni přežít a musí se odstěhovat na jiné místo.

Studium tradičních komunit v rozvojovém světě ukazuje, jak tito lidé extenzivně využívají přirozené prostředí, aby uspokojili své potřeby palivového dříví, zeleniny, ovoce, masa, léčivých rostlin nebo stavebního materiálu (obr. 1.14; Myers, 1994; Balick & Cox, 1996). Například kolem 80 % světové populace se stále spoléhá na tradiční medicínu založenou na rostlinách a živočišných jako na primárních zdrojích medicínské léčby (Farnsworth, 1988; Tuxill, 1999). V Číně se pro medicínské účely využívá více než 5000 druhů, v Amazonii je to 2000 druhů (Schultes & Raffauf, 1990).

Jednou z rozhodujících potřeb místních obyvatel jsou proteiny obsažené v mase, které tito lidé získávají lovením volně žijících zvířat. V mnoha oblastech Afriky se zvěřina významně podílí na průměrném množství proteinů ve výživě člověka – v Botswaně přibližně 40 % a v Demokratické republice Kongo 75 % (Myers, 1988b). Na celém světě se každý rok uloví 108 milionů tun ryb, koryšů a měkkýšů, většinou volně žijících druhů; 91 milionů tun tvoří mořští a 17 milionů tun sladkovodní živočichové (WRI, 1998). Většina těchto úlovků se spotřebovává lokálně.

Spotřební užitná hodnota je taková cena, kterou by lidé museli zaplatit za nákup ekvivalentního zboží, pokud by místní zdroje nebyly dlouhodobě k dispozici. Jedním z příkladů tohoto přístupu byl pokus zjistit počet divokých prasat lovených domorodými lovci v Sarawaku ve východní Malajsii, a to jednak počítáním nábojnic nalezených v přírodě a jednak na základě rozhovorů s lovci. Tato průkopnická (a poněkud polemická) studie zjistila, že spotřební užitná hodnota masa z divokých prasat se pohybovala okolo 40 milionů dolarů ročně (Caldecott, 1988). V mnoha případech však místní obyvatelé nemají peníze na to, aby si výrobky koupili. Když je místní zdroj vyčerpán, jsou lidé nuceni žít v bídě nebo se stěhují do měst.

Obr. 1.15 A. Stavební dříví je velkým zdrojem příjmů mnoha zemí. Na obrázku jsou kácené stromy deštného lesa na indonéském Borneu. (Foto © Wayne Lawler, Photo Researchers, Inc.)
B. I jiné lesní produkty jsou často významnou složkou ekonomik mnoha národů a zemí. Mnozí zemědělci doplňují své příjmy sběrem lesních plodin a jejich prodejem na místních trzích. Rodina kmene Land Dayak v Sarawaku (Malajsie) prodává med divokých včel a jedlé lesní plody. (Foto R. Primack)



ských plodin může divoký druh nebo odrůda dodat určitý gen, který zlepší odolnost proti nemocím nebo zvýší výnos plodiny. Takový gen stačí izolovat z volně žijícího druhu pouze jedenkrát, přenést ho do genomu kulturního druhu a uchovávat v genetické bance. Neustálé genetické zdokonalování pěstovaných plodin je nutné nejen pro zvyšování výnosu, ale také kvůli ochraně proti hmyzu, jenž neustále vyvíjí rezistenci vůči novým insekticidům, a kvůli rezistentním virulentním kmenům hub, virů a bakterií. Katastrofální zhoršení kvality nebo výnosu plodin bývá často spojeno s nízkou genetickou variabilitou. Pohromy jako sněž brambor v Irsku v roce 1846, nákaza pšenice v sovětském Rusku v roce 1922 a rozmach rakoviny citrusů na Floridě v roce 1984 vždy souvisely se sníženou genetickou rozmanitostí daných kulturních plodin (Plucknett et al., 1987).

Vývoj nových odrůd a plemen může mít také značný ekonomický efekt. Genetické šlechtění plodin ve Spojených státech zvýšilo v letech 1930–1980 výnosy, a tím i zisk v průměru o 1 mld. USD ročně (OTA, 1987). Genetické šlechtění odrůd rýže a pšenice během „zelené revoluce“ v Asii stojí za zvýšením výnosů, a tedy zisku odhadem o 3,5 mld. USD ročně (WCMC, 1992). Z planě rostoucího druhu rajčete z Peru byly přeneseny geny pro vysoký obsah cukru a velké plody do kulturních odrůd a zvýšily tak hospodářský zisk o 80 mil. USD (Iltis, 1988). Objev divoce rostoucí víceleté rostliny příbuzné kukuřici v mexickém státě Jalisco (viz kap. 5) má z hlediska využití v moder-

ním zemědělství potenciální cenu miliard USD, protože může vést k vyšlechtění víceleté kukuřice s velkým výnosem a odstranit tak nutnost každoroční setby.

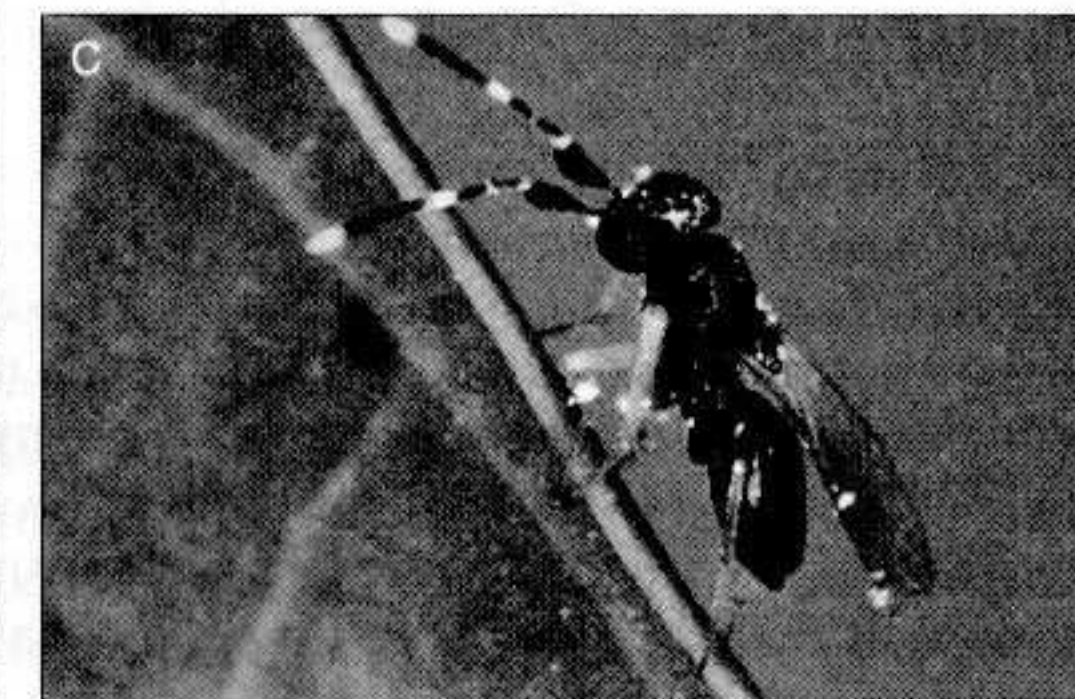
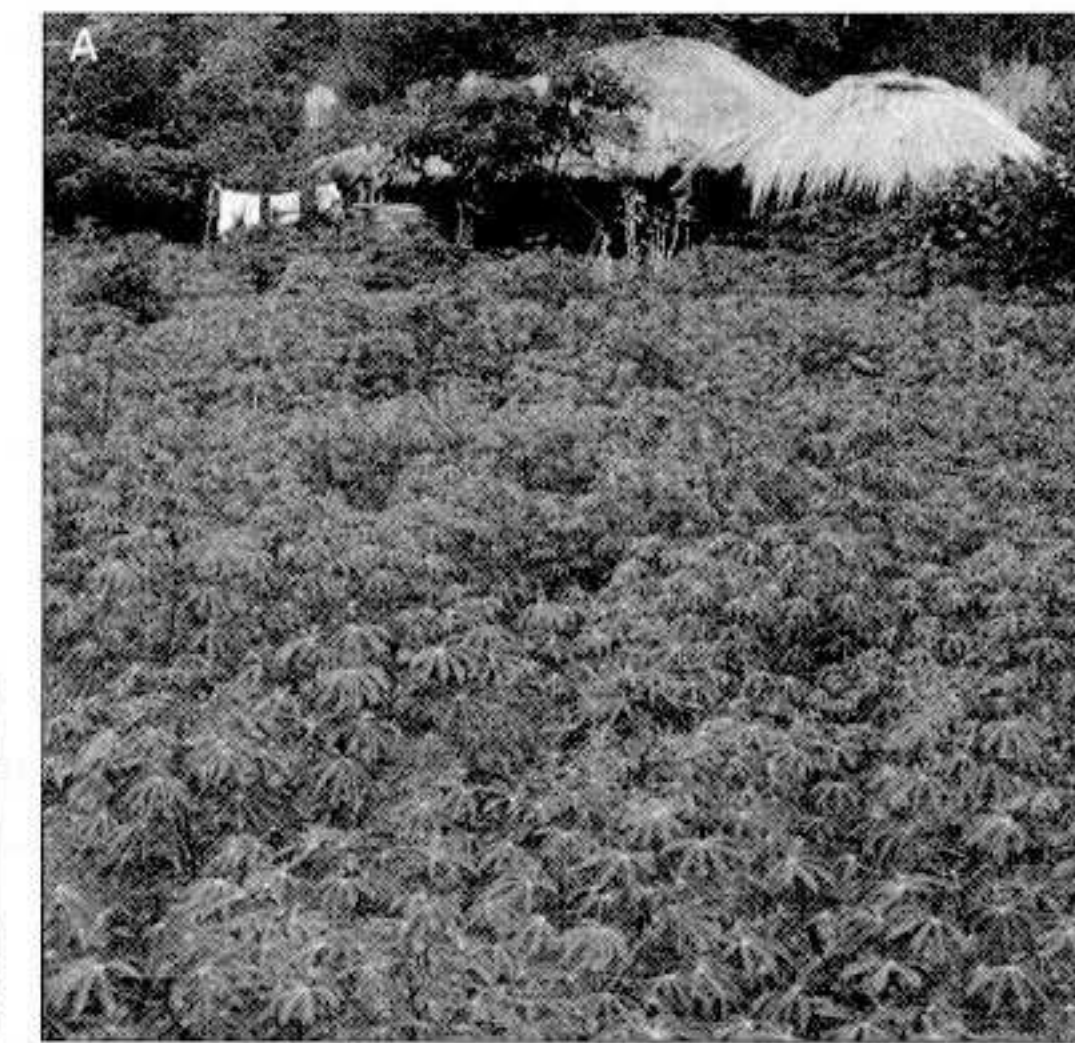
Volně žijící druhy mohou být také využívány jako prostředky **biologické kontroly** (biological control) (Van Driesche & Bellows, 1996). Biologové se snaží omezovat nepůvodní škodlivé druhy tím, že hledají jejich nepřátele v jejich původní domovině. Přírození nepřátelé mohou být přemístěni do nových lokalit, kde hubí populaci škůdce. Jedním takovým případem je kontrola červců druhu *Phenacoccus manihoti*, škůdce manioku (*Manihot esculenta*), jenž je hlavní plodinou Afriky (Herren & Neuenschwander, 1991). Po náhodném zavlečení do Afriky způsobil uvedený hmyz škodu na plantážích manioku odhadnutou na 2 mld. USD ročně, a tak podstatně ubral potravu 200 milionům Afričanů. Po intenzivním celosvětovém výzkumu objevili entomologové v Paraguay vosičku *Apoanagyrus lopezi*, dříve nepopsaný druh, který je specifickým parazitem zmíněného škůdce manioku (obr. 1.16). Pro-

Obr. 1.16 Škrobnaté kořeny manioku jsou jedním z nejdůležitějších zdrojů potravy obyvatel tropické Afriky.

A. Pole manioku v popředí. (Foto P. Philpot, IITA)

B. Zavlečený druh červce *Phenacoccus manihoti* způsobil na rostlinách manioku značné škody.

C. Vědci našli malou vosičku, která klade svá vajíčka do larev červců, a tak je účinně kontroluje. (Foto B a C: P. Neuenschwander, IITA)



gram spočívající v namnožení a vypouštění 250 000 vosiček týdně do postiženého prostoru vedl k úspěšnému omezení červců a k 95 % snížení ztrát výnosu manioku.

Příroda je také důležitým zdrojem léčiv. Více než 75 % ze 150 nejprodávanejších léků na lékařský předpis v současné době užívaných ve Spojených státech bylo původně izolováno z rostlin, zvířat, hub a bakterií (Dobson, 1998). Dvacet pět procent všech léků v USA obsahuje aktivní výtažky z rostlin. Například dva účinné léky vyrobené z madagaskarské rostliny *Catharanthus roseus* (čeleď toješťovité) úspěšně léčí Hodgkinsonovu nemoc, leukemii a další krevní poruchy. Léčba těmito látkami zvýšila míru přežití u dětské leukemie z 10 na 90 %. Mnoho nejvýznamnějších antibiotik, jako penicilin a tetracyklin, je izolováno z hub a dalších mikroorganismů (Eisner, 1991; Dobson, 1995). Z hub nedávno izolovaný lék cyklosporin umožnil úspěšné transplantace srdce a ledvin. Mnoho dalších důležitých léků bylo poprvé objeveno v jedovatých živočiších, jako jsou hadi a členovci; také mořské druhy jsou bohatým zdrojem chemických látek cenných pro medicínské využití.

Biologicky zaměřením odborníci celého světa nepřetržitě hledají nové rostliny, zvířata, houby a mikroorganismy, které mohou být použity k léčbě lidských nemocí, jako je rakovina a AIDS (Plotkin, 1993; Balick & Cox, 1996; Grifo & Rosenthal, 1997). Tento výzkum provádí jak výzkumné instituce placené vládou, tak i farmaceutické společnosti. Aby usnadnila hledání nových léčiv a zvýšila potenciální zisk z nových výrobků, založila kostarická vláda Národní ústav pro biodiverzitu (INBio), který se zabývá sběrem přírodních vzorků a nabízí je farmaceutickým společnostem. Brazílská biotechnologická firma Glaxo Wellcome a brazilská vláda uzavřely nedávno smlouvu ve výši 3 mil. USD na sběr, třídění a výzkum přibližně 30 000 brazilských rostlin, hub a bakterií. Z části uvolněných peněz je podporován vědecký výzkum, lokální ochrana přírody místním obyvatelstvem a rozvojové projekty (Neto & Dickson, 1999). Takovéto programy vytvářejí v různých zemích finančně motivovaný zájem o ochranu přírodního prostředí, uchování biodiverzity a o znalosti původních přírodních kultur.

Nepřímé ekonomické hodnoty

Nepřímé hodnoty můžeme přisuzovat takovým aspektům biologické diverzity a takovým procesům probíhajícím v životním prostředí, které přinášejí ekonomický prospěch i bez toho, že by se přírodní zdroje přímo využívaly ve výrobě nebo spotřebě. Protože zde nejde o zboží nebo službu v běžném ekonomickém smyslu, neobjevují se tyto hodnoty v běžných ekonomických statistikách, jako je HDP, jsou však důležité vzhledem ke stálé dostupnosti těchto přírodních produktů. Pokud přirozené ekosystémy ztratí schopnost tento ekonomický prospěch člověku poskytovat, musí být nahrazeny náhradními zdroji, často za mnohem vyšší cenu.

Nespotřební užitná hodnota

Přírodní společenstva nám poskytují obrovskou škálu služeb, které nejsou spotřebovávány během jejich využívání: zabraňují povodním a půdní erozi, čistí vodu, poskytují místa pro potěšení a studium přírody. Tato **nespotřební užitná hodnota** (nonconsumptive use value) neboli také **mimoprodukční hodnota** může být finančně vyčíslena jako jakási specifická služba. Existující předběžné pokusy vypočítat hodnotu těchto služeb poskytovaných ekosystémy na regionální a globální úrovni napovídají, že mimoprodukční hodnota ekosystémů může dosahovat až 32 bilionů USD ročně, což značně převyšuje přímou užitnou hodnotu biodiverzity (Costanza et al., 1997). Protože tato hodnota je větší než celosvětový hrubý národní produkt, jenž činí pouze 18 bilionů USD za rok, je třeba si uvědomit, že lidská společnost je na přírodních systémech zcela závislá a v případě, že by byly trvale poškozeny nebo zničeny, nemůže je v žádném případě plně nahradit „ekosystémem volného trhu“. Existují však i nižší odhady hodnoty biologické diverzity (Pimental et al., 1997) a ekonomové se často diametrálně liší v názorech na to, jak by se tato hodnota měla počítat (Masood & Garwin, 1998), což dokazuje, že je třeba tomuto důležitému tématu věnovat značnou pozornost. Následující odstavce ukazují některé obecné výhody ochrany biologické diverzity, které se běžně neobjevují v konečném výčtu hodnocení vlivů na životní prostředí nebo na HDP.

Produktivita ekosystému. Fotosyntetická kapacita rostlin a řas umožňuje poutat sluneční energii do živých tkání. Tento rostlinný materiál je výchozím bodem nespočetného množství potravních řetězců, a tím i všech živočišných produktů využívaných (sklizených) lidmi. Lidé nyní přímo nebo nepřímo využívají asi 40 % produkce terestrických (suchozemských) ekosystémů (Vitousek, 1994). Plošné ničení vegetace při nadměrné pastvě domácích zvířat, přílišná těžba dřeva nebo časté požáry poškozují schopnost systému využívat sluneční energii, což ve svých konečných důsledcích vede ke ztrátě produkce rostlinné biomasy a zatížení živočišných společenstev (včetně člověka) žijících na daném místě.

Rovněž ústí řek do moře jsou oblastmi s rychlým růstem rostlin a řas, které jsou základem potravních řetězců, a jsou tedy využitelné pro komerční chov ryb, koryšů a měkkýšů. Národní mořský rybářský úřad USA odhadl, že ničení ústí řek do moře způsobuje USA ročně ztrátu přes 200 mil. USD vzhledem ke snížené výrobní hodnotě komerčně chovaných ryb, koryšů a měkkýšů a snížené využitelnosti oblastí pro sportovní rybaření (McNeely et al., 1990). I když jsou degradované a zničené ekosystémy obnoveny nebo revitalizovány – často s obrovskými náklady – obvykle neplní svou dřívější funkci a zcela jistě neobsahují původní druhové složení a druhovou bohatost.

Vědci aktivně zkoumají, jak vymizení jednoho nebo více druhů z přírodních společenstev ovlivňuje produktivitu ekosystémů (Chapin et al., 1998). Mnoho studií přirozených a experimentálních travních společenstev nyní po-

tvrdí, že se ztrátou druhů klesá celková produktivita a společenstvo reaguje méně pružně na disturbance (narušování) prostředí, jako je např. sucho (Tilman et al., 1996). Je naprosto zřejmé, že při snížení počtu druhů poklesne schopnost adaptace společenstva na změny podmínek způsobené činností člověka, včetně změn klimatických, spojených se zvyšováním množství CO₂, a globálních změn klimatu.

Ochrana vodních a půdních zdrojů. Rostlinná společenstva jsou životně důležitá při ochraně povodí, ochraně ekosystémů před extrémním suchem a povodněmi a při udržování kvality vody (Wilson & Carpenter, 1999). Vegetace zachycuje srážky a snižuje jejich vliv na půdu. Kořeny rostlin a půdní organismy provzdušňují půdu a zvyšují tak kapacitu půdy absorbovat vodu. Tato zvýšená schopnost zadržovat vodu snižuje možnost záplav, které nastávají po silných deštích, a umožňuje pomalé uvolňování vody po několik dní až týdnů poté, co deště ustanou.

Je-li vegetace narušována kácením, zemědělstvím a jinými lidskými aktivitami, značně vzrůstá rychlost eroze i množství sesuvů půdy, čímž se snižuje hodnota půdy pro lidské aktivity (obr. 1.17). Poškození půdy limituje schopnost rostlin vyrovnat se s následky externích poruch a půda ztrácí svou cenu pro zemědělskou výrobu. Navíc půdní částičky rozptýlené ve splachu mohou ničit sladkovodní živočichy, organismy korálových útesů a mořský život při ústích řek. Voda v řekách také přestane být pitnou pro člověka, což negativně ovlivňuje lidské komunity podél takto znečištěných řek. Zvýšená půdní eroze vede k předčasnému zanášení přehradních nádrží a znemožňuje tak výrobu elektriny, nebo může vytvářet ostrůvky, které ztěžují splavnost řek.

Nebývale silné záplavy v Bangladéši, Indii, na Filipínách a v Thajsku jsou následkem intenzivního kácení stromů v povodích řek. Tyto události přiměly místní obyvatelstvo k demonstracím proti kácení lesů. Škody způsobené záplavami v indických zemědělských oblastech vedly k masivním programům výsadby stromů v Himálaji, financovaným vládou i soukromníky.

Záplavy vyskytující se v poslední době i u nás jsou nejen důsledkem odlesňování, ale i neuvážených meliorací prováděných v minulosti. V rozvinutých průmyslových zemích jsou za hlavní způsob ochrany před záplavami hustě obydlených oblastí považovány mokřady. Přeměna zaplavovaných nížin na zemědělskou půdu podél řeky Mississippi ve středozápadní části USA a podél Rýna v Evropě je považována za hlavní faktor, jenž způsobil ohromné ničivé záplavy v posledních letech.

V mnoha oblastech na světě pociťují rozrůstající se města stále větší nedostatek pitné vody, ale i vody na praní, zavlažování a průmyslovou spotřebu.

Ceny za čištění vody jsou už tak vysoké, že levnější je ochrana existujících povodí, což také svědčí o ceně služeb, které nám poskytují ekosystémy. Potřeba ochrany vodních zdrojů dovedla představenstvo New York City k tomu, že zaplatilo 1 mld. USD venkovským komunitám v okolí New Yorku, aby udržovaly lesy v povodí řek a v okolí nádrží na pitnou vodu. Byla to dobrá in-

Obr. 1.17 Odlesňování krajiny má dalekosáhlé důsledky, jejichž rozsah si většina z nás nedovede ani představit. Odstranění vegetačního pokryvu v severním Vietnamu otevřelo pole působnosti vodní a větrné erozi, které vytvářejí obrovské strže a působí ztráty velkého množství úrodné půdy. Lesní porost na obrázku je již druhotnou výsadbou. V oblastech postižených půdní erozí se často vysazují rychle rostoucí dřeviny, jako jsou např. eukalypty, které brání dalšímu odnosu půdy.
(Foto V. Novotný)



vestice, protože výstavba čistíček, které by vykonaly tutéž práci, by bývala stála 8–9 mld. USD (McKibben, 1996).

Regulace klimatu. Rostlinná společenstva jsou důležitá i proto, že regulují lokální, regionální a pravděpodobně i globální klimatické podmínky (Clark, 1992; Couzin, 1999). Na lokální úrovni poskytují stromy stín a transpirují vodu, což za horkého počasí snižuje místní teplotu (box 1.4). Tento chladicí efekt zmírňuje potřebu větráků a klimatizace, zvyšuje komfort a pracovní výkonnost lidí. Stromy jsou někde důležité i jako větrolamy a pro snížení úniku tepla z budov za chladného počasí.

Na regionální úrovni recykluje evapotranspirace vodu zpět do atmosféry a ta se tak může vracet na jiná místa v podobě deště. Ztráta vegetace z oblastí, jako je povodí Amazonky a západní Afrika, může způsobit regionální snížení průměrných ročních srážek (Fearnside, 1990). Na globální úrovni je růst rostlin spojen s koloběhem uhlíku. Ztráta vegetačního pokryvu snižuje spotřebu oxidu uhličitého rostlinami, takže se zvyšuje jeho obsah v atmosféře a ve svých důsledcích dochází ke globálnímu oteplování (Kremen et al., 1999). Rostliny jsou také „zelenými plícemi“ planety, neboť produkují kyslík nezbytný pro dýchání všech živočichů.

BOX 1.4 Chladicí efekt stromů

Hledáte bezporuchové chladicí zařízení pro venkovní použití s automatickou okamžitou regulací o maximálním výkonu až několik desítek kW, s provozem zdarma (na solární pohon), s nehlukným chodem, vyrobené z recyklovatelného materiálu (dobře rozložitelného v přírodě), které vydrží s minimální a neobdobnou údržbou desítky let? Řešení je jednoduché – zasadte strom!

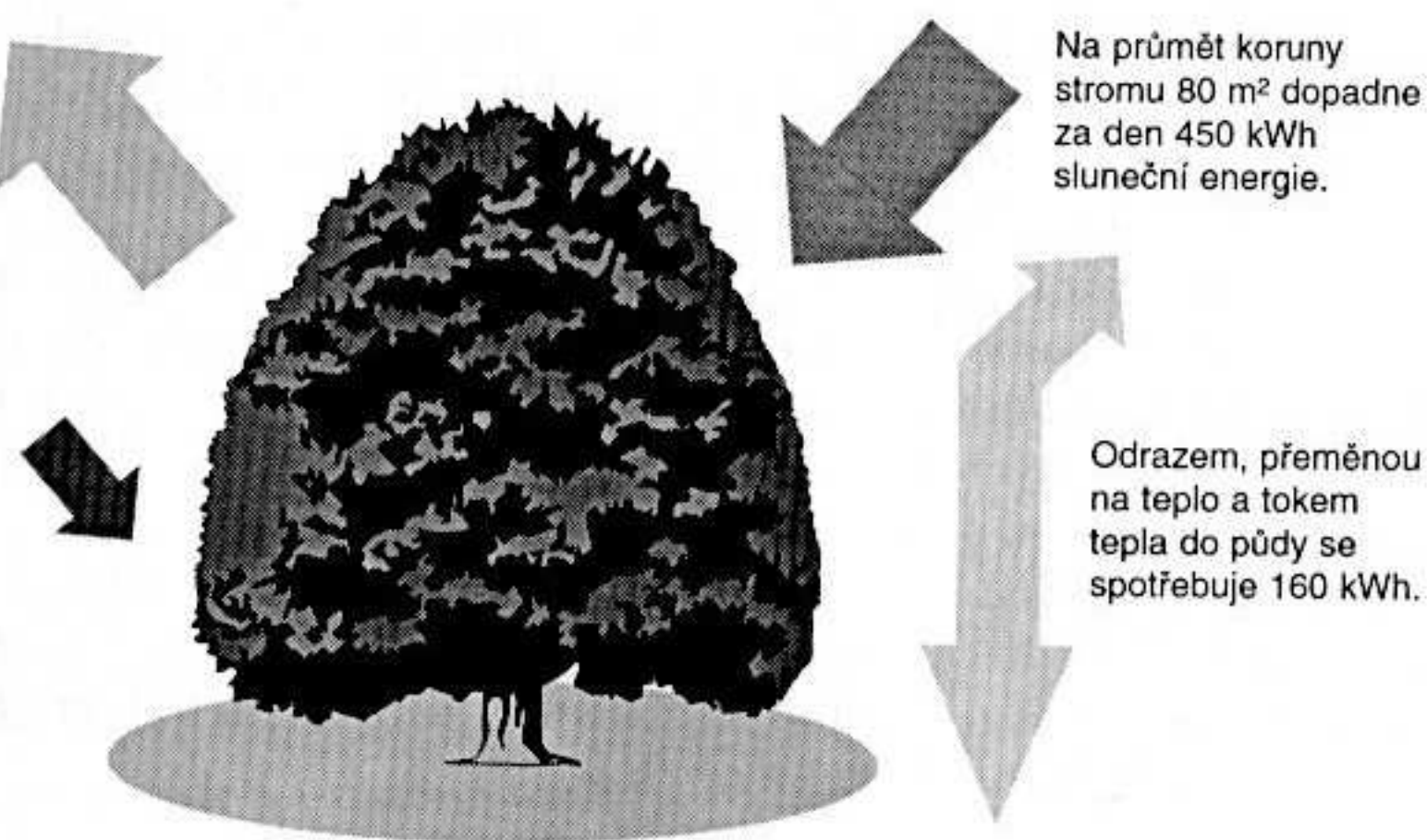
Nejdokonaleji se sluneční energie rozptýluje výparem vody prostřednictvím rostlin. Hlavní energetické děje probíhají na povrchu porostů, kam dopadá sluneční záření. Není-li k dispozici voda, která by se pohlcením sluneční energie odpařila, mění se sluneční záření v teplo. Nejvhodnější jsou rostliny bohatě zásobené vodou, které představují neobyčejně účinná klimatizační zařízení. Pro svůj růst a fotosyntézu spotřebovávají zanedbatelné množství energie ve srovnání s energií, kterou rozptýlují v náš prospěch a ve prospěch mírnějšího klimatu. Pokud ignorujeme tuto funkci rostlin a vody, působíme nesmírně velké změny toků energie v krajině a tvoříme z ní step.

Vzrostlá lípa, dub nebo kaštan o průměru koruny 10 metrů zaujímá plochu 78 m² a odpaří za den 400 litrů vody, (5 litrů z 1 m²). K tomu je potřeba 400 × 2,5 MJ = 1000 MJ sluneční energie, tedy 278 kWh. Takový strom chladí v době od 8 hodin ráno do 20 hodin večer průměrným výkonem 23,2 kW. To znamená, že několik desítek km² lesa dostatečně zásobených vodou chladí výkonem vyšším, nežli je nainstalovaný výkon všech našich elektráren. Vodní pára odcházející z listu při transpiraci se sráží na chladných místech nebo vytváří ráno rosu, přičemž se kondenzací uvolňuje zpět skupenské teplo. Neznáme přitom dokonalejší regulační systém, než mají rostliny – na každém mm² listu se nachází přibližně 50–100 průduchů, z nichž každý reguluje výdej vody podle jejího aktuálního množství v pletivech, podle vlhkosti vzduchu a teploty listu, navíc je výdej vody dlouhodobě regulován pomocí hormonů. Je těžké představit si to ohromné množství čidel, počítač vyhodnocující informace z každého čidla, ventily ovládající výdej vody každým průduchem a množství vodičů! Na podzim listy opadají a všechny látky recyklují. Navíc se tím atmosféra nezatěžuje oxidem uhličitým, uhlík se totiž v organické formě vrací zpět do půdy.

Pokorný, J., V. Jirka, E. Pecharová & J. Procházka. 1999. Distribuce a využití slunečního záření na Zemi. In V. Jirka (ed.). *Sluneční energie*, pp. 12–22. ENVI & LAE ZF JU, Třeboň.

Strom o průměru koruny 10 m transpiruje 400 l vody za den. Do vodní páry tak váže 280 kWh sluneční energie.

Fotosyntézou se vážou 2–4 kWh; to je méně než 1 % dopadající sluneční energie.



Hospodaření s odpady a zachycování živin. Přírodní společenstva jsou schopna rozkládat a ničit polutanty (látky znečišťující prostředí), jako jsou těžké kovy, pesticidy a odpady, které se dostaly do vodního prostředí zásluhou člověka (Odum, 1997). V tom hrají obzvláště významnou roli houby a bakterie. Přebytečné živiny vytvářené během rozkladných procesů se mohou stát potravou řas a rostlin, a tím i začátkem dalšího potravního řetězce. Odhaduje se, že hodnota vodních společenstev pro zpracování odpadní vody, přeměnu živin a jejich uvolňování představuje hodnotu asi 18 bilionů USD za rok (Costanza et al., 1997).

Skvělým příkladem funkce takového ekosystému je New York Bight, záliv o velikosti asi 5200 km² v ústí řeky Hudsonu. Do New York Bight vytékají odpady vyprodukované 20 miliony lidí žijícími v newyorské metropolitní oblasti (Young et al., 1985), které tento záliv zpracovává sám, bez zásahu člověka, jen působením přírodních procesů. Jestliže se New York Bight přeplní a zničí následkem přílišného přísunu odpadů a rozvoje průmyslu na pobřeží, bude se muset vybudovat jiný odpadní systém, a to včetně velkých čističek vody a úložišť na odpady, což bude stát desítky miliard dolarů.

Vztahy mezi druhy. Existence mnoha člověkem využívaných druhů závisí na existenci a přežití druhů jiných. Proto může pokles velikosti populace divoce žijícího, pro člověka bezcenného druhu vést ke snížení populace nebo dokonce vymření druhu ekonomicky využívaného. Tak například lovná zvěř a ryby jsou potravně závislé na rostlinách a hmyzu. Snížení populací hmyzu a rostlin povede ke snížení úlovku lovné zvěře a ryb. Pěstovaným rostlinám prospívá existence ptáků, dravého hmyzu (např. slunéček), ale především hmyzích parazitů, kteří napadají býložravé hmyzí škůdce těchto rostlin (např. mšice). Mnohé pěstované druhy potřebují hmyz jako opylovače pro zdárný vývoj svých semen (Buchmann & Nabhan, 1996). Šíření semen mnoha užitečných planě rostoucích rostlinných druhů je umožněno existencí živočichů žijících se jejich plody, jako jsou netopýři a ptáci (Fujita & Tuttle, 1991).

Jedním z ekonomicky nejvýznamnějších vztahů v přírodních společenstvech je vztah mezi mnoha lesními stromy a půdními organismy, jako jsou houby a bakterie, které tím, že rozkládají mrtvou organickou hmotu, dodávají stromům životně důležité živiny. Hromadné odumírání stromů v Evropě je sice do značné míry způsobeno houbovými onemocněními (tracheomykózy, červená hniloba smrku), avšak hlavní příčinou je letální působení kyselých dešťů a znečištění ovzduší na houby obsažené v půdě (Cherfas, 1991). Odumírání symbiotických hub totiž oslabuje stromy, které se tak stávají náchylnějšími k výkyvům klimatu i k napadení hmyzími škůdci, např. kůrovcem.

Rekreace a ekoturistika. Hlavním účelem rekreační aktivity je nespolečenský užitek z činností, jako pobyt v přírodě, fotografování nebo pozorování zvířat a ptáků (Duffus & Dearen, 1990). Peněžní hodnota těchto aktivit, někdy zvaných „veřejné služby“, může být značná (obr. 1.18). Například 84 % Kanadánů se rekreuje v přírodě, za což vydají odhadem 800 mil. USD ročně

(Fillon et al., 1985). V USA provozuje okolo 100 milionů dospělých a srovnatelný počet dětí každý rok nějakou formu přírodní rekreace a utratí v poslední době alespoň 54 mld. USD za aktivity spojené s pozorováním přírody, rybaření a lov. Odhaduje se, že celková cena rekreačních pobytů zahrnující poplatky, cestu, ubytování, stravu a vybavení pro rekreaci v přírodě činí cca 800 mld. USD ročně (Costanza et al., 1997).

V oblastech národního a mezinárodního významu, jako je Yellowstonský národní park, představuje nespotební rekreace větší hodnotu než všechny ostatní místní průmysly, jako jsou farmy, doly a těžba dřeva (Power, 1991). Mnohá teoreticky spotební rekreační aktivita, např. lov a rybaření, může být považována za aktivitu nespotební, protože potravní hodnota ulovené zvěře je nepatrná ve srovnání s časem a penězi na tuto aktivitu vynaloženými. Na rybaření a lov jsou vynakládány stovky milionů dolarů. Hodnota těchto rekreačních aktivit by však mohla být i větší, protože mnoho návštěvníků parků a rybářů by bylo ochotno platit větší vstupy a licenční poplatky, pokud by to bylo nezbytné.

Ekoturistika (ecotourism) je rapidně se rozvíjejícím odvětvím v mnoha zemích; zaměstnává 200 milionů lidí a v celosvětovém měřítku vydělává miliardy dolarů ročně. Ekoturistika dává lidem možnost pozorovat biologickou diverzitu a pozorovat různé druhy živočichů a rostlin (Lindberg, 1991; Ceballos-Lasrain, 1993). Je důležitá pro ekonomiku mnoha tropických zemí; ve východoafrických státech, jako jsou Keňa a Tanzanie, je tradičním pilířem průmyslu a její význam roste v mnoha zemích Ameriky a Asie. Za podívanou na slony v Keni zaplatí turisté až 25 mil. USD ročně (Brown, 1993). Ekoturistika je jedním z nejsnáze použitelných argumentů na ochranu biologické diverzity, obzvláště pokud jsou tyto aktivity součástí celkového plánu péče o přírodní území (Wells & Brandon, 1992). Existuje však nebezpečí, že turistická centra v rezervacích a národních parcích budou návštěvníkům poskytovat spíše fantastické zážitky, než aby jim umožňovala si uvědomit vážné sociální a ekonomické problémy, které ohrožují biodiverzitu. Ekoturistika může mít i negativní vliv, pokud turisté například ničí květiny, lámou korály, ničí kolonie ptačích hnízd a plaší zvířata (Giese, 1996).

Výchovná a vědecká hodnota. Mnoho knih, časopisů, televizních programů, filmů a počítačových programů je založeno na přírodních námětech (např. Wison & Perlmann, 1999; Morell, 1999). Stále častěji jsou přírodopisná témata zahrnována do školních osnov. Tyto výchovné programy mají pravděpodobně cenu miliard dolarů ročně. Značné množství profesionálních vědců a učitelů, stejně jako vysoce motivovaní amatéři, se zabývá ekologickým monitoringem a připravuje výchovné materiály. Na venkově tyto aktivity často probíhají v terénních vědeckých stanicích, které poskytují zaměstnání místním obyvatelům. Tyto vědecké aktivity poskytují ekonomický užitek obyvatelům okolí terénních stanic, ale jejich reálná hodnota spočívá v rozvoji lidských znalostí, zlepšení výchovy a obohacení lidských zkušeností.

Obr. 1.18 Většina lidí pokládá vztah k jiným druhům za příjemný a výchovný zážitek. Zde skupina ekoturistů zdraví plejtváka malého (*Balaenoptera acutirostrata*), který byl zachráněn z vlečné sítě; bóje za plejtvákem byla připevněna k síti, aby ho držela u povrchu, a tak mu umožnila dýchat. Později se zachráncům podařilo velrybu vyprostit ze sítě. Taková setkání, která se často odehrávají na větší vzdálenost (např. u tradičního pozorování velryb nebo na foto-safari v Africe), mohou obohatit lidský život. (Foto Scott Kraus, New England Aquarium)



Indikační druhy. Druhy obzvláště citlivé k chemickým toxinům mohou sloužit jako „čas varující systémy“ pro monitorování stavu životního prostředí. Některé takové druhy mohou nahradit drahá detekční zařízení. Mezi nejznámější **indikační druhy** (indicator species) patří lišejníky, které rostou na skalních útvarech a absorbují chemické látky z dešťových srážek a ze znečištěného ovzduší (Hawksworth, 1990). Vysoké hladiny toxických látek zabíjejí lišejníky a každý druh má svou specifickou hladinu tolerance vůči nim. Složení lišejníkových společenstev v daném území může proto sloužit jako biologický indikátor stupně znečištění ovzduší a prostorové rozmístění jednotlivých druhů lišejníků (lokální nadbytek nebo nedostatek) lze využít k určení kontaminovaných oblastí v okolí zdrojů znečištění, jako jsou např. hutě. Vodní filtrátoři, např. měkkýši, jsou užiteční pro monitorování znečištění, protože jimi prochází velké objemy vody a ve svých tkáních koncentrují toxické látky, jako jsou těžké kovy, PCB (polychlorované bifenylly) a pesticidy.

Opční hodnoty

Opční hodnota (option value) jednotlivých druhů je jejich potenciálem, který může v budoucnosti poskytnout lidské společnosti ekonomický zisk. Je to typ ekonomické hodnoty, který vyplývá z nejistoty vztahující se k budoucí nabídce a poptávce ve službách ekosystémů. Částku, kterou jsou lidé ochotni platit za vyloučení rizika a nejistoty, lze považovat za jakousi pojistnou platbu svého druhu, která zabezpečuje možnost budoucího užití. Je to druh pojistného za možnost udržení volby (opce). S měnícími se nároky společnosti se mění i metody splňování těchto nároků. Řešení mnohých nově vznikajících problémů spočívá ve výzkumu nových, dosud nezkoumaných živočišných či rostlinných druhů. Například entomologové hledají hmyz, který by bylo možné použít pro biologickou kontrolu škůdců, mikrobiologové zkoumají bakterie, použitelné v biotechnologiích (biochemických procesech) a zoologové identifikují druhy, které efektivněji produkují živočišné bílkoviny s menším zatížením životního prostředí než současné domestikované druhy.

Je velmi těžké předpovídat možnou ekonomickou hodnotu druhů, neboť ta může spočívat v produktech nebo procesech, které si ještě nedokážeme ani představit. Fascinující byla například zpráva o jisté rostlině, která je schopná akumulovat významné množství zlata. Tato zpráva může vést k vysazování těchto rostlin do starých dolů s drahocennými minerály (Anderson et al., 1998). Jestliže dojde k redukci biologické diverzity, zmenší se i možnosti nalézání a využívání nových druhů pro tyto účely.

Zdravotnické agentury a farmaceutické firmy vynakládají značné prostředky na sběr rostlin určených pro získávání látek s léčivými účinky (Eisner & Beiring, 1994; Davis, 1995; Tuxill, 1999). Objev chemické látky s potenciálními protirakovinnými účinky u tisu *Taxus brevifolia*, stromu pocházejícího ze severoamerických pralesů, je jen jedním z mnoha současných výsledků tohoto výzkumu. Jiným druhem s lékařským významem je jinan dvoulaločný (*Ginkgo biloba*), který je původním druhem několika izolovaných oblastí Číny. V průběhu posledních dvaceti let činil průměrný roční obrat firem, zabývajících se pěstováním jinanu a výrobou léků z jeho listů, 500 mil. USD. Tyto léky jsou široce používány v celé Evropě a Asii na léčení poruch krevního oběhu a s tím spojeného poškození a ztráty paměti (obr. 1.19; Del Tredici, 1991).

Rozvíjející se biotechnologický průmysl nachází nové způsoby omezení znečišťování životního prostředí, rozvoje průmyslových procesů a boje s nemocemi ohrožujícími lidské zdraví (Frederick & Egan, 1994). V některých případech byly u nově objevených nebo dobře známých druhů nalezeny vlastnosti důležité pro řešení významných lidských problémů. Nové techniky molekulární biologie umožňují přenos cenných jedinečných genů z jednoho druhu na druh jiný. Mezi nejslibnější nově zkoumané druhy patří bakterie žijící v extrémních podmínkách hlubinných podmořských geotermálních vývěrů a horkých pramenů (Jarrell et al., 1999). Bakterie, které jsou schopny pře-

Obr. 1.19 Jinan dvoulaločný je pěstován pro cenné léky, které se zpracovávají z jeho listů. Tento druh je základem farmaceutického průmyslu produkujícího každoročně výrobky v ceně stovek milionů dolarů. (Foto Peter Del Tredici, Arnold Arboretum)



žít extrémní chemické a fyzikální podmínky, mohou být často použity ve speciálních průmyslových technologiích. Příkladem je polymerázová řetězová reakce (PCR), technika sloužící k několikanásobnému kopírování DNA, závislá na enzymu stabilním za vysokých teplot. Tento enzym byl původně získán z bakterie *Thermus aquaticus*, endemické v přírodních horkých pramenech Yellowstoneho národního parku. Firmy Hoffman-LaRoche a Perkins-Elmer, které vlastní PCR patenty, vydělávají na této technologii 200 mil. USD ročně (Chester, 1996).

V současné době je velmi diskutovanou otázkou, kdo je vlastníkem obchodních práv na světovou biologickou diverzitu. V minulosti byly druhy volně sbírány všude, kde se nacházely (především v rozvojových zemích), a prodávány často zcela jinde se značným ziskem. Stále více rozvojových zemí nyní požaduje, aby se část těchto výtěžků vracela do zemí a oblastí, kde byly tyto druhy sbírány (Vogel, 1994). Podepisování dohod a vytváření postupů, které zemím původu přírodniny zajistí účast v obchodních procesech, budou hlavní diplomatickou a ekonomickou výzvou nadcházejících let.

Většina druhů může mít jen malou nebo nepřímou ekonomickou hodnotu, jen malá část může mít potenciální význam pro získávání léčiv, může podporovat nový průmysl nebo zabránit zničení hlavních zemědělských plodin. Jestliže některý z těchto druhů vyhyne dříve, než byl objeven, bude to ne-

smírná ztráta pro celou ekonomiku, i když bude většina druhů na světě chráněna. Rozmanitost světových druhů může být přirovnána k příručce „Jak udržet Zemi ve výkonném chodu“. Ztráta každého druhu je jako vytržení stránky z této příručky. Vždy, když potřebujeme informace z této stránky, jak zachránit nás samé a ostatní druhy na Zemi, zjistíme, že je nenávratně ztracena.

Existenční hodnota

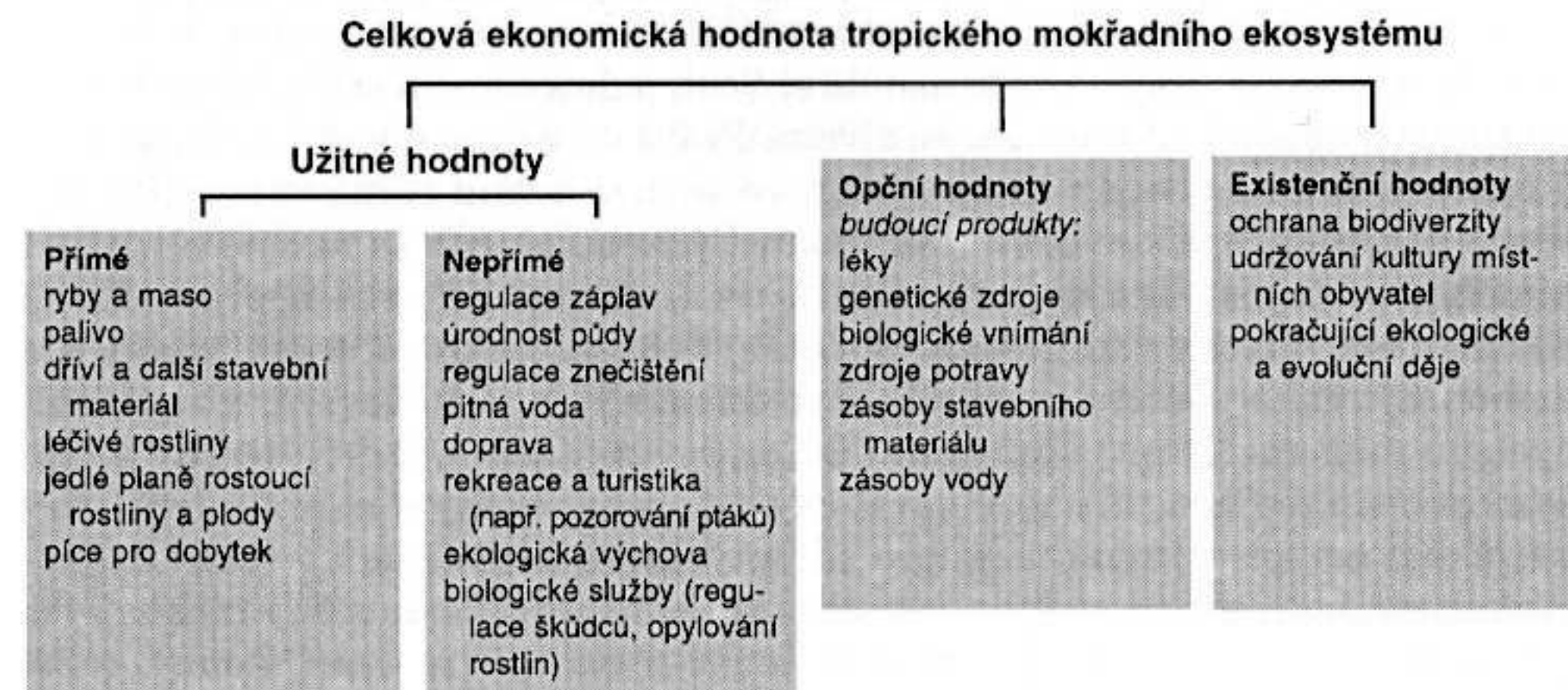
Existenční hodnota (existence value) vyplývá z pouhého vědomí potřeby zachování existence přírody a různých forem života. Mnoha lidem záleží na životě v přírodě, na životě zvířat a rostlin a starají se o jejich ochranu. Tato snaha může být motivována touhou navštívit biotop vzácných druhů a vidět je v divočině, ale motivací může být třeba jen dost abstraktní představa o skutečnosti. Některé druhy, často nazývané „charismatická megafauna“, jako jsou pandy, lvi, sloni, kapustňákovití, bizoni a mnoho ptáků, jsou obecně známy a jejich ochrana vyvolává značné emoce. Lidé často a rádi přispívají penězi na zachování organizací, které tyto druhy a biotopy chrání. V USA lidé přispěli v roce 1995 čtyřmi miliardami dolarů na organizace zabývající se životním prostředím a aktivity související se zachováním přírody (World Wildlife Fund, Sierra Club aj.). Občané někdy také navrhuji přímo svým vládám, jak využít peníze na ochranné programy. Například vláda USA tak použila 30 milionů dolarů k ochraně jedinečných vzácných druhů, jako je třeba kondor kalifornský (*Gymnogyps californianus*).

Existenční hodnota může být přičítána i přírodním společenstvům, jako jsou staré lesní porosty, tropické deštné lesy, korálové útesy, stepi (prérie), pobřežní mokřiny a jiné chráněné oblasti. Lidé a organizace každoročně přispívají velkými sumami peněz k zajištění existence těchto společenstev. Peníze použité k ochraně biologické diverzity, zvláště v rozvojových zemích světa, dosahují řádově miliard USD za rok. Tyto sumy – částky, které jsou lidé ochotni platit, aby zabránili vyhynutí druhů a zničení biotopů – také ukazují hodnotu existence druhů a společenstev.

Závěrem lze konstatovat, že ekologická ekonomie pomohla přilákat pozornost k široké oblasti aktivit starajících se o biologickou diverzitu a pomohla tak vědcům lépe ohodnotit cenu přírodních systémů. Detailní rozbory velkých rozvojových projektů ukázaly, že některé projekty, které se na začátku zdály úspěšné, jsou v současnosti ekonomicky ztrátové. Například při vyhodnocování zavlažovacího projektu využívajícího vodu odvedenou z tropického mokřadního ekosystému musí být krátkodobý užitek (zlepšení výnosů sklizně) porovnán s cenou zničených přírodních hodnot. Obr. 1.20 ukazuje celkovou ekonomickou hodnotu tropického mokřadu zahrnující hodnotu jeho užití, hodnotu potenciální a hodnotu existence. Když je mokřad poškozen odvedením vody, snižuje se schopnost ekosystému poskytovat služby uvedené

na obrázku a jejich hodnota značně klesá, což zpochybňuje ekonomickou hodnotu celého projektu. To je však možné vyjádřit pouze zahrnutím ceny přírodních komponent do tohoto hodnocení, čímž se dosáhne přesného celkového ekonomického ohodnocení projektu.

Obr. 1.20 Ohodnocení úspěšnosti projektu musí zahrnovat celou šíři jeho vlivů na životní prostředí. Zde je ukázána celková ekonomická hodnota tropického mokřadního ekosystému. Jeho hodnota klesá, jestliže je z něj odváděna voda na zavlažování polí. Pokud se tento fakt začne brát v úvahu, mohou být zavlažovací projekty považovány za ekonomicky ztrátové. (Barbier, 1993)



Etika životního prostředí

I když ekologická ekonomie podporuje ochranu přírody, lze ji také chápat jako znak ochoty přijmout nynější světový ekonomický systém pouze s menšími změnami. V současném ekonomickém systému, v němž každoročně umírají miliony dětí vlivem nemocí, podvýživy, zločinů, válek a ve kterém vymírají každým rokem tisíce jedinečných druhů v důsledku ničení jejich přirozeného prostředí, je nutné si klást otázku, zda postačují pouze menší úpravy, nebo je třeba větších strukturálních změn.

Ochrana biologické rozmanitosti spočívající v přísné regulaci, pokutách a monitorování životního prostředí by měla souviset se změnou základních hodnot naší materialisticky založené společnosti. **Etika životního prostředí** (environmental ethics) je novou, rozvíjející se disciplínou, která je založena na filozofii zabývající se etickou hodnotou přirozeného světa (Van de Veer & Pierce, 1994; Armstrong & Botzler, 1998). Jestliže se naše společnost bude držet pravidel etiky životního prostředí, stanou se ochrana přirozeného životního prostředí a udržení biologické rozmanitosti našimi základními prioritami. Přirozeným důsledkem by mohlo být snížení spotřeby přírodních

zdrojů, zachování většího množství přirozených ekosystémů a snaha po omezení růstu lidské populace. Staré lidské kultury úspěšně koexistovaly tisíce let se svým životním prostředím právě díky společenské etice, která zdůrazňovala osobní zodpovědnost a efektivitu využití přírodních zdrojů. Totéž by se mohlo stát prvotním zájmem společnosti moderní.

I když jsou to často ekonomické důvody, které se pokoušejí ospravedlnit ochranu biologické diverzity, existují pro ni také silné etické důvody (Naess, 1989; Rolston, 1994). Tyto důvody spočívají v hodnotových systémech mnoha náboženství, filozofií a kultur a většina lidí je snadno chápe. Etické důvody pro ochranu biologické rozmanitosti, které jsou postaveny na široce platných pravdách, apelují na ušlechtlejší sklony lidí – na všeobecný respekt k životu, na úctu k přírodě, smysl pro krásu, křehkost, jedinečnost a starobylost živého světa nebo na víru v hlubší smysl života. Právě na základě víry lidé často tyto důvody přijmou nebo je přinejmenším vezmou v úvahu (Callicott, 1994), zatímco argumenty postavené na ekonomických základech se neustále vyvíjejí a mohou se časem ukázat jako neadekvátní, nesprávné nebo nepřesvědčivé. Ekonomické důvody jako takové mohou být základem pro ocenění druhů, ale mohou být také použity (nebo dokonce zneužity) k rozhodování, který druh bychom měli zachránit a který ne (Bulte & van Kooten, 2000). Druhy s nízkým počtem jedinců, druhy geograficky omezené, druhy s nepřitažlivým zevnějškem a nepřímým užitkem pro lidi a ty, které nemají žádný vztah k jakémukoli druhu s ekonomickým významem, mohou být hodnoceny nízko. Tyto vlastnosti má podstatná část druhů: hmyz a další bezobratlí, houby, nižší rostliny aj. Nákladné pokusy o ochranu těchto druhů navíc nemusí přinést žádný krátkodobý ekonomický užitek.

Několik etických argumentů však platí pro ochranu všech druhů. Následující tvrzení jsou pro biologii ochrany přírody důležitá, neboť tvoří logický základ pro ochranu druhů vzácných a těch, které nemají zřejmou ekonomickou hodnotu.

■ *Každý druh má právo na existenci.* Každý druh reprezentuje jedinečné biologické řešení problému přežití. Na tomto základě musí být garantováno přežití každého druhu bez ohledu na jeho četnost nebo význam pro člověka. Tento výrok je pravdivý, ať je druh početný, či ne, primitivní, či vyvinutý, starý, či nedávno vzniklý, ekonomicky důležitý, či bezvýznamný. Každý druh tvoří část společenství žijících bytostí a má stejné právo na existenci jako lidé. Každý druh má **vlastní hodnotu** (intrinsic value), která není spojena s lidskými potřebami. Vedle toho, že nemáme právo ničit druhy, mají lidé navíc odpovědnost předcházet vymírání druhů, k němuž dochází vlivem jejich činnosti. Tento argument posunuje lidi z omezené antropocentrické perspektivy do stavu, kdy jsou součástí většího biotického společenství, ve kterém respektují všechny druhy a jejich právo na existenci.

Jak můžeme určit právo na existenci a legální ochranu druhům, které si svou existenci neuvědomují, a postrádají tak mravní zásady práv a povin-

ností? Jak mohou druhy, jako jsou mechy a houby, mít práva, když jim chybí nervový systém, kterým by pociťovaly své životní prostředí? Mnoho právníků zabývajících se etikou životního prostředí tvrdí, že jednotlivé druhy prosazují svou vůli žít plozením potomků a plynulou evoluční adaptací na měnící se životní prostředí. Předčasné vymírání druhů v důsledku lidské činnosti porušuje tento přirozený proces. Lze ho považovat za „superkilling – nadzabíjení“ (Rolston, 1989), protože nezabíjí pouze žijící bytosti v současnosti, ale i příští generace druhů, a tak omezuje proces evoluce a speciace.

■ *Druhy nejsou navzájem nezávislé.* Jednotlivé druhy mezi sebou komunikují různými způsoby jako součást přírodního společenstva. Ztráta jednoho druhu může mít dalekosáhlé následky i pro ostatní druhy ve společenstvu. V důsledku vyhynutí jednoho druhu může dojít k sérii vymírání dalších druhů a destabilizaci celého společenstva. Čím více poznatků získáváme o globálních procesech, tím více zjišťujeme, že chemické a fyzikální charakteristiky atmosféry, podnebí a oceánů jsou spjaty se samoregulačními procesy, jak se předpokládá v „hypotéze Gaia“ (Lovelock, 1988). Jestliže je tomu tak, potom by nás naše instinkty k zachování druhu měly nutit k zachování biodiverzity. Pokud prospívá příroda, prospíváme i my. Jsme povinni zachovat systém jako celek, protože jen to je jednotka schopná přežít.

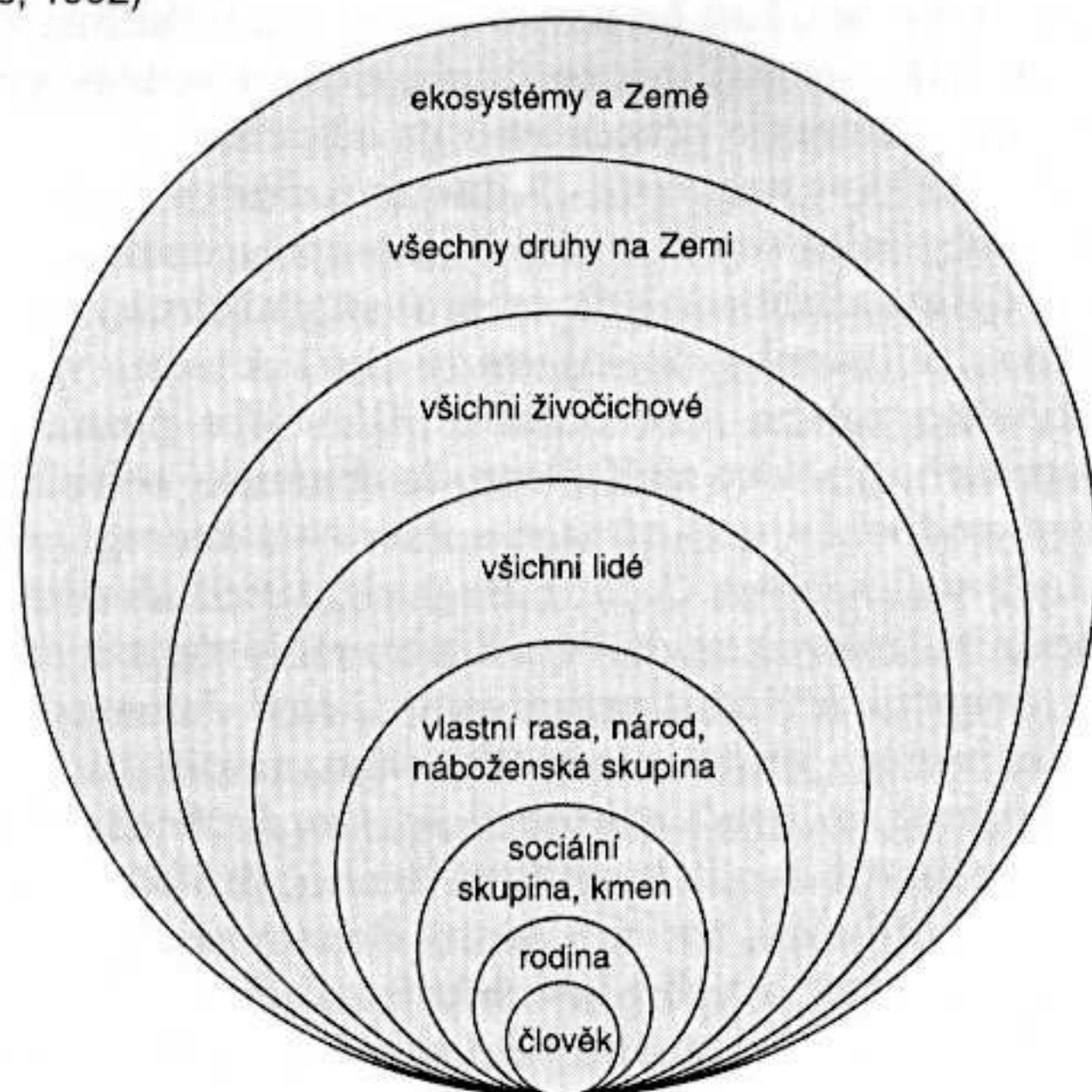
■ *Lidé mají povinnost hrát roli ochránců na Zemi.* Mnohá náboženství zastávají názor, že je špatné svolit k vybíjení druhů, protože jsou to boží stvoření. Jestliže Bůh stvořil svět, potom i druhy Bohem stvořené mají svou hodnotu. V židovských, křesťanských i islámských tradicích je lidská zodpovědnost za ochranu druhů jasně zapsána jako součást dohody s Bohem. Ostatní velká náboženství jako hinduismus nebo buddhismus silně podporují úctu ke každé formě života.

■ *Lidé mají odpovědnost k budoucím generacím.* Z přísně etického pohledu, jestliže ničíme přírodní zdroje na Zemi a způsobujeme vymírání druhů, budoucí generace na to doplatí v podobě nižšího životního standardu a kvalityžití. Proto by měli lidé využívat zdroje únosným způsobem tak, aby nepoškozovali druhy nebo společenstva. Měli bychom si uvědomit, že žijeme na úkor let budoucích, a ti, kdo přijdou po nás, budou očekávat, že Zemi dostanou v dobrém stavu.

■ *Respekt k lidskému životu a ohledy na lidské zájmy jsou slučitelné s ohledy na biodiverzitu.* Je chybné argumentovat, že ohledy na zachování přírody se neslučují s předními zájmy lidského bytí. Uvědomění si složitosti lidské kultury a přirozeného světa vede lidstvo k ohledům a k ochraně života ve všech jeho rozmanitých formách. Je pravdou, že by lidé biologickou diverzitu ochraňovali mnohem raději, pokud by měli plná politická práva, bezpečný život a vědomosti o věcech týkajících se životního prostředí. Lidstvo po dlouhou dobu přirozeně šlo ke „ztotožnění se se všemi živými tvory“ a „poznání vnitřních hodnot těchto forem“ (Naess, 1986). Tento pohled ukázal rozvíjející se kruh morálních závazků, pohybujících se navenek od jednotlivce k příbu-

zenstvu, vlastní sociální vrstvě, celému lidstvu, zvířatům, všem druhům, ekosystému a nakonec k celé Zemi (obr. 1.21; Noss, 1992).

Obr. 1.21 Environmentální etika říká, že jedinec má svou rozšiřující se množinu morálních závazků, která zasahuje daleko za jeho ego k mnohem obecnějším úrovním. (Noss, 1992)



■ *Příroda má duchovní a estetickou hodnotu, která přesahuje její ekonomické ohodnocení.* V minulosti byli náboženští myslitelé, básníci, malíři, hudebníci a umělci všech směrů inspirováni přírodou. Pro mnoho lidí je kvalita této inspirace podmíněna poznáváním přírody v nenarušeném prostředí. Lidem nikdy nebude stačit si o přírodě pouze něco přečíst, sledovat přírodovědné filmy, jít do zoo, botanické zahrady nebo muzea. Skoro každý ocení procházku přírodou, kochání se krajinou. Aktivity ve volné přírodě provozují miliony lidí. Ztráta biologické diverzity tyto zážitky zničí. Například jestliže některé druhy velryb, motýlů nebo planě rostoucích květin v příštích deseti letech zmizí, silně negativně to poznamená zážitky dalších generací umělců i dětí.

■ *Biologická diverzita je nezbytná pro nalezení původu života.* Tři z centrálních otázek vědeckého světa se týkají toho, jak vznikl svět, jak vznikala dnešní rozmanitost života na Zemi a jak se vyvinul člověk. Na těchto problémech pracují tisíce biologů a stále se přibližují k odpovědím. Například botanici užitím molekulárních a fylogenetických technik zjistili, že jistý druh keře z tichomořských ostrovů Nové Kaledonie je jediným dochovaným druhem nejstarší linie krytosemenných rostlin (Mathews & Donoghue, 1999). I když se takovéto druhy objevují, jiné zajímavé druhy zároveň hynou, takže řešení

výše uvedených otázek je stále v nedohlednu. Jestliže nejbližší příbuzní člověka – šimpanzi, gorily a orangutani – budou v přírodě vyhubeni, ztratíme tím důležitý klíč k objasnění evoluce člověka.

Hlubinná ekologie

Po celém světě se snaží členové dobrovolných organizací bojujících za ochranu přírody, jako jsou Greenpeace a Earth First!, využívat svých znalostí o přírodě k ochraně druhů a ekosystémů. Jedna z nejvyvinutějších filozofií životního prostředí, která podporuje tyto aktivity, je popsána v *Deep Ecology: Living as if Nature Mattered* (Devall & Sessions, 1985; Naess, 1989; Sessions, 1995).

Hlubinná ekologie (deep ecology) předpokládá, že jednotlivé druhy mají svůj význam samy o sobě a že lidé nemají právo redukovat jejich bohatost. Protože současné lidské aktivity ničí ekologickou diverzitu Země, musí se politický, ekonomický, technologický a ideologický systém změnit. Tyto změny zvýší spíše kvality lidského života, zejména lepší životní prostředí, estetiku, kulturu a náboženství, než aby zvyšovaly míru materiálních potřeb. Filozofie hlubinné ekologie zahrnuje nutnost pracovat na potřebných změnách prostřednictvím politických aktivit v návaznosti na změny osobního životního stylu. Hlubinná ekologie je nejlépe slučitelná s klasickou biologií, protože v ní nejde pouze o myšlenky, které by měly být prodiskutovány, ale také o určitý plán pro personální, sociální a politické změny.

Závěr

1. Biologie ochrany přírody je syntézou vědeckých disciplín, které se zabývají dnešní nebyvalou krizí biodiverzity. Je kombinací základního a aplikovaného výzkumu a zabývá se prevencí ztrát biodiverzity – obzvláště vymíráním druhů, ztrátou genetické variability a destrukcí přírodních společenstev.
2. Biologie ochrany přírody je založena na velkém množství hypotéz, které jsou přijímány většinou biologů – diverzita druhů musí být chráněna, musí se zabránit vymírání druhů způsobenému lidskou aktivitou, zachovat komplex vztahů mezi druhy v přirozených společenstvech, evoluce nových druhů by měla pokračovat plynule, biologická diverzita je cenná sama o sobě.
3. Biologická diverzita na Zemi zahrnuje celou řadu žijících druhů, vnitrodruhovou genetickou variabilitu, přírodní společenstva, ve kterých druhy žijí, a vztahy na úrovni ekosystému mezi společenstvem a fyzikálními a chemickými vlastnostmi prostředí.

4. Některé klíčové druhy jsou důležité pro přežívání jiných druhů ve společenstvu. Klíčové zdroje, jako jsou třeba vodní zdroje a dutiny stromů, se mohou vyskytovat pouze v malých částech biotopů, ale jsou důležité pro přežívání mnoha druhů v oblasti.
5. Největší biologická diverzita se nachází v tropech, zejména v tropických deštných lesích, na korálových útesech, v tropických jezerech a v hlubinách oceánů. Většina druhů na světě nebyla dosud popsána a pojmenována.
6. Ekologická ekonomie je nový obor, který rozvíjí metody pro ocenění biologické diverzity a poskytuje argumenty na její ochranu. Na celém světě stoupá množství rozvojových projektů, jako je výstavba přehrad a průmyslových objektů, u kterých bylo vypracováno hodnocení vlivu na životní prostředí (EIA) a cost-benefit analýzy.
7. Biologická diverzita může mít přímou ekonomickou hodnotu, která je připisována produktům, z nichž mají lidé užitek, nebo nepřímou ekonomickou hodnotu, která je přisuzována ziskům z biodiverzity, jež nepoškozují a neničí přírodní zdroje. Přímé hodnoty lze dále dělit na spotřební a výrobní užité hodnoty. Spotřební užité hodnoty zahrnují produkty, které jsou spotřebovány lokálně, např. palivové dříví, léčiva, divoká zvěř a stavební materiál. Ty jsou často nezbytné pro přežití lidí na venkově.
8. Výrobní užité hodnoty zahrnují produkty z přírody, které jsou prodávány na regionálním nebo národním trhu, např. dřevo a ryby. Druhy získané v přírodě mají velkou výrobní hodnotu, jsou schopny zlepšit produktivitu domestikovaných druhů a používají se pro šlechtění zemědělských plodin. Mohou být významným zdrojem nových léčiv.
9. Nepřímé ekonomické hodnoty lze připsat aspektům biologické diverzity, které mohou přinést ekonomický prospěch lidem, pokud zároveň nedochází k jejich poškozování nebo ničení během jejich využívání. Nespoteřební užité hodnoty ekosystému zahrnuje jeho produktivitu, ochranu půdních a vodních zdrojů, kladné vztahy mezi volně žijícími druhy a komerčními plodinami a regulaci klimatu.
10. Biologická diverzita měla podíl na vzniku rekreace v přírodě a ekoturistiky. V mnoha rozvojových zemích je ekoturistika jedním z hlavních zdrojů devizových příjmů.
11. Biologická diverzita má potenciální hodnotu jako zdroj nových léků, průmyslových produktů a plodin. Má však ještě jiný rozměr, tzv. existenční hodnotu, založenou na množství peněz, které jsou lidé ochotni platit za ochranu druhů a prostředí.
12. Ochrana biologické diverzity může být založena na etickém základě stejně dobře jako na základě ekonomickém. Systém hodnot většiny náboženství, filozofií a kultur umožňuje lidem snazší pochopení důvodů pro ochranu druhů. Tento postoj podporuje ochranu druhů, které nemají pro lidstvo zřejmou ekonomickou hodnotu.

13. Ústředním etickým tvrzením je, že druhy mají právo na existenci založenou na jejich vnitřní hodnotě bez ohledu na potřeby člověka. Lidé nemají právo druhy ničit a musí předcházet jejich vymírání.

Doporučená literatura

- Armstrong, S. & R. Botzler (eds.). 1998. *Environmental Ethics: Divergence and Convergence*. McGraw-Hill, New York. Pokrývá množství témat, která mohou být užita pro zahájení debaty.
- Buchmann, S. L. & G. P. Nabhan. 1996. *The Forgotten Pollinators*. Island Press, Washington, D.C. Tato nádherná kniha ukazuje, že divoce žijící druhy jsou životně důležitými opylovači mnohých polních plodin a ohrožených rostlin.
- Bulte, E. & G. C. van Kooten. 2000. Economic science, endangered species, and biodiversity loss. *Conservation Biology* 14: 113–119. Ukazuje limity ekonomických argumentů pro zachování biologické diverzity, dobrý počáteční bod pro diskuse.
- Chapin III, F. S., O. E. Sala, E. C. Buke et al. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience* 48: 45–52. Současné výzkumy ukazují, že snižování druhové diverzity snižuje i produktivitu ekosystému.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260. Článek špičkových odborníků v ekologické ekonomii v prestižním časopise uvádí, že celkové služby, které nám ekosystémy ročně poskytují, se dají odhadnout sumou 32 bilionů dolarů.
- Daily, G. C. (ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Ecosystem Services*. Island Press, Washington, D.C. Jasně vysvětlení, proč je udržování druhů a ekosystémů životně důležité pro lidskou společnost.
- Heywood, V. H. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge. Tato objemná kniha důkladně zkoumá otázku biodiverzity, jednotlivé kapitoly jsou psány předními odborníky; obsahuje bohatou bibliografii.
- Huston, M. A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge. Rozsáhlá rešerše teorie i praxe týkající se biologické diverzity.
- Kellert, S. R. & E. O. Wilson (eds.). 1993. *The Biophilia Hypothesis*. Island Press, Washington, D.C. Diskuse o základních biologických důvodech pro ohodnocování přírody.
- Meffe, G. C., C. R. Carroll & contributors. 1997. *Principles of Conservation Biology*, Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Výborná učebnice pro pokročilé.
- Morell, V., 1999. The variety of life. *National Geographic*, 195 (February): 6–32. Speciální výtisk věnovaný biodiverzitě zahrnuje tento a jiné krásně ilustrované články o biologické diverzitě, ohrožení její existence a klíčových ochranných projektech.
- Plotkin, M. J. 1993. *Tales of a Shaman's Apprentice*. Viking/Penguin, New York. Živě vyprávěný výčet etnobotanických výzkumů a snah o zachování starých lékařských vědomostí.
- Primack, R. 1998. *Essentials of Conservation Biology*, Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Rozsáhlejší učebnice vhodná pro vysokoškolské kurzy.
- Sessions, G. (ed.). 1995. *Deep Ecology for the 21st Century: Readings on the Philosophy and Practice of the New Environmentalism*. Shambala Books, Boston. Ochrana biologické diverzity musí být spojena se změnami personálními, sociálními, politickými a ekonomickými.
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of change in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80: 1455–1474. Směs terénních dat, experimentů a modelů využívaných k demonstraci vztahů mezi biodiverzitou, stabilitou, produktivitou a náchylností k invazím, s vyplývajícími důsledky pro využívání přírodních zdrojů.

Ohrožení biologické diverzity

- Tuxill, J. 1999. *Nature's Cornucopia: Our Stake in Plant Diversity*. World Watch Institute, Washington, D.C. Rostliny jsou základem tradičních i moderních společností.
- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA. Skvělý popis biologické diverzity, psaný pro laickou veřejnost.
- Wilson, E. O. & D. L. Perlmann. 1999. *Conserving Earth's Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C., CD ROM s klipy, mapami, modely a eseji.
- 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. Velký zdroj faktů a grafů týkajících se biodiverzity, velká kapitola o ekologické ekonomii.

Čisté prostředí má velkou ekonomickou, estetickou a etickou hodnotu. Udržovat zdravé prostředí znamená uchovávat v dobrém stavu všechny jeho složky – ekosystémy, společenstva, druhy a genetickou variabilitu. Ohrožení jakékoli z těchto složek může v konečných důsledcích vést k její úplné ztrátě. Společenstva mohou být lokálně degradována a redukována, mnoho z jejich ekosystémové hodnoty může být zničeno, případně mohou zcela vymizet. Pokud však přežijí všechny druhy, které je tvořily, mají společenstva ještě šanci se obnovit. Následkem zmenšení počtu jedinců však přitom může dojít k redukci genetické variability v rámci druhů. To může vést ke genetickým problémům, z nichž se pak některé druhy již zotavit nemusí. Na druhé straně mohou znovu získat genetickou variabilitu prostřednictvím mutací, přírodního výběru a rekombinací.

Pokud však druhy vyhynou, je navždy ztracena jedinečná genetická informace obsažená v jejich DNA a speciální kombinace vlastností, kterou tato informace reprezentuje. Jakmile druh vyhyne, jeho populace se už obnovit nemůže. Společenstva, do kterých druh kdysi patřil, jsou navždy ochuzena a jeho potenciální hodnota pro lidstvo je nenávratně ztracena.

Rychlost vymírání

Termín „vyhynulý“ má mnoho významů a jeho obsah se může poněkud lišit v závislosti na kontextu. Druh je považován za **vyhynulý**, pokud nikde na světě nepřežívá příslušník druhu: vyhynul např. lesňáček Bachmanův (obr. 2.1). Druhy jsou považovány za *vyhynulé ve volné přírodě*, jestliže jedinci přežívají pouze v zajetí nebo v jiných, lidmi kontrolovaných místech – Franklinův strom je ve volné přírodě vyhynulý, ale v kultuře se mu daří dobře (obr. 2.1). V obou těchto situacích mohou být druhy považovány za *globálně vyhynulé*.

Obr. 2.1 Jeden z prvních neotropických migrujících zpěvných ptáků, který vyhynul následkem odlesnění tropů, byl lesňáček Bachmanův (*Vermivora bachmani*), naposledy pozorovaný v šedesátých letech. Kubánské lesy, v nichž tento druh zimoval, byly téměř úplně vykáceny při vytváření polí pro cukrovou třtinu. Na obr. je lesňáček Bachmanův zobrazen společně s kvetoucím stromem *Franklinia altamaha*, který je nyní v přírodě vyhynulý, i když může být nalezen v arboretech a jiných zahradách. (Podle Johna Jamese Audubona; fotografie z Ewell Sale Stewart Library, The Academy of Natural Sciences of Philadelphia.)

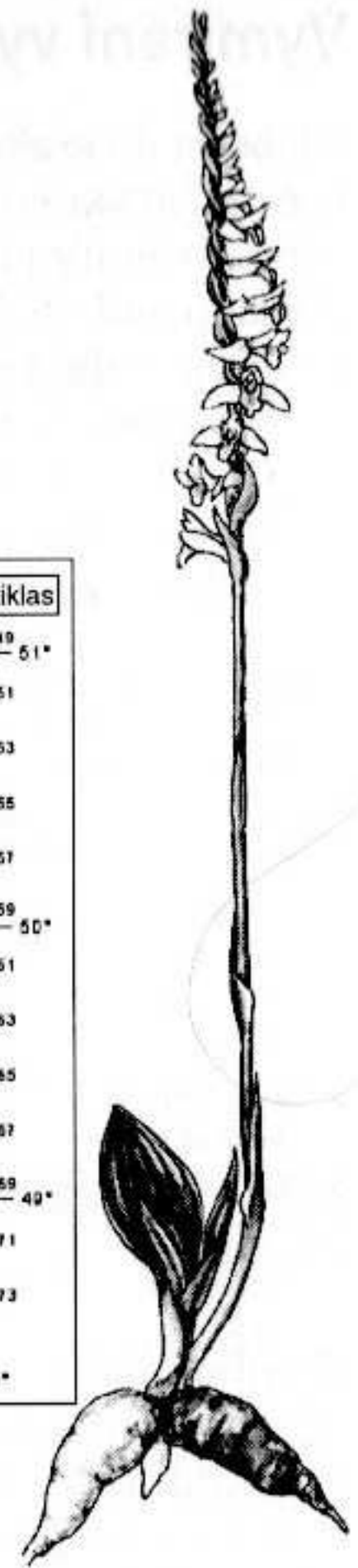
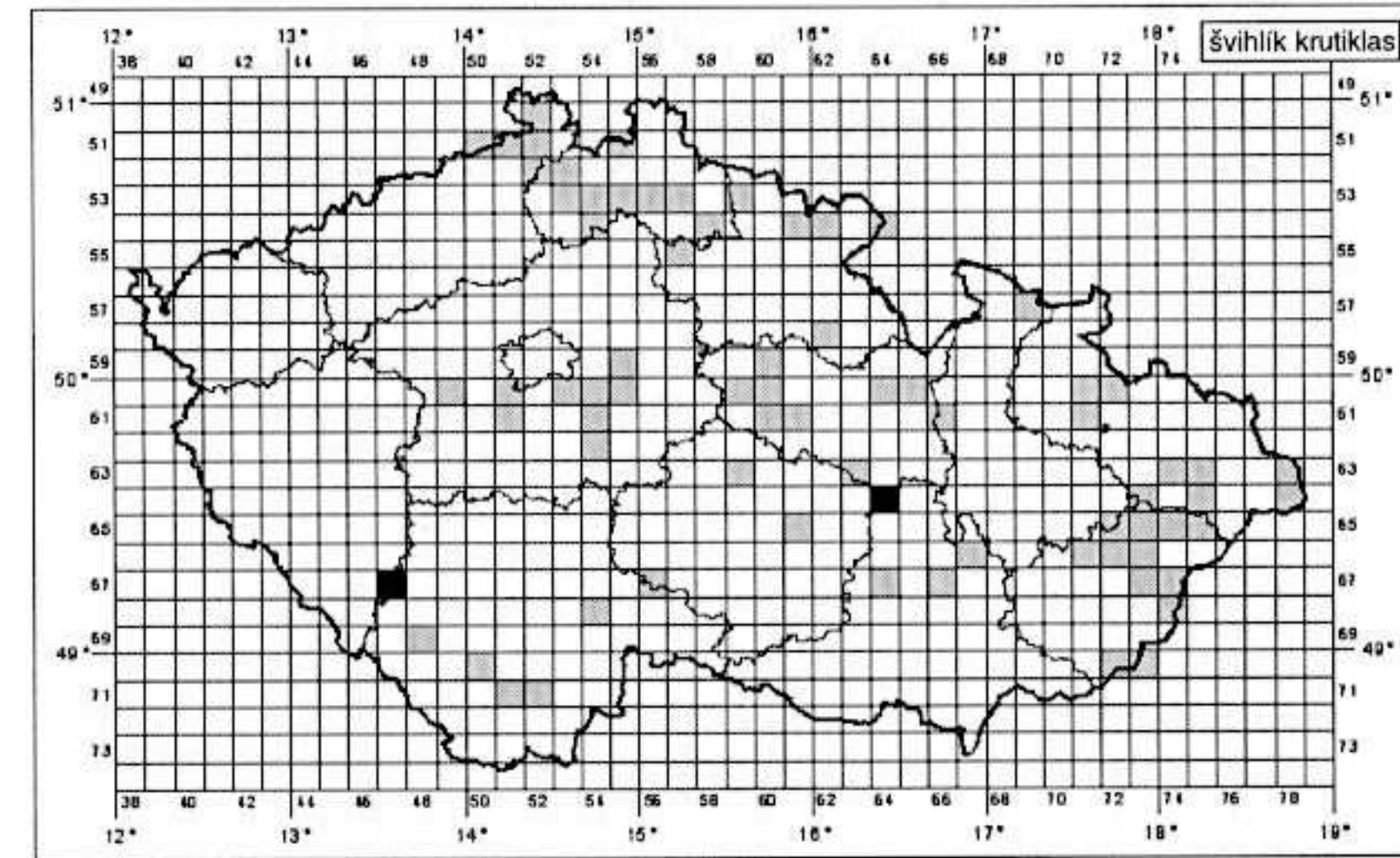


téměř úplně vykáceny při vytváření polí pro cukrovou třtinu. Na obr. je lesňáček Bachmanův zobrazen společně s kvetoucím stromem *Franklinia altamaha*, který je nyní v přírodě vyhynulý, i když může být nalezen v arboretech a jiných zahradách. (Podle Johna Jamese Audubona; fotografie z Ewell Sale Stewart Library, The Academy of Natural Sciences of Philadelphia.)

Druh je považován za *místně vyhynulý*, když jej dlouho nenacházíme v místě, které jednou obýval, ale najdeme ho ještě někde jinde ve volné přírodě – drobná orchidej švihlík krutiklas (*Spiranthes spiralis*) se kdysi roztroušeně vyskytoval na území České republiky, nyní je však místně vyhynulý a vyskytuje se pouze na dvou lokalitách (obr. 2.2).

Někteří biologové zabývající se ochranou přírody hovoří o druhu jako o *ekologicky vyhynulém*, jestliže přežívá v tak nízkých počtech, že jeho vliv na jiné druhy ve společenstvu je zanedbatelný – např. tygr; ve volné přírodě sice několik jedinců zůstává, ale jejich vliv na populaci kořisti je bezvýznamný.

Obr. 2.2 Bíle kvetoucí švihlík krutiklas (*Spiranthes spiralis*, čeleď vstavačovitě) se kdysi roztroušeně vyskytoval v České republice na suchých pastvinách (šedé čtverce), především na těch, které byly spásány ovce. S úbytkem pastvin tohoto typu zmizela i naleziště této drobné orchideje. Aktuální výskyt na dvou lokalitách (černé čtverce) představuje jen žalostné zbytky někdejšího rozšíření. Tento druh, který je zařazen mezi kriticky ohrožené druhy ČR, vymírá nejen v celé střední Evropě, ale např. i v Nizozemsku, kde zbývají také jen dvě lokality. (Údaje byly převzaty z Čeřovský et al. 1999; viz box. 3,6)



Aktuální otázka v biologii ochrany přírody zní: Jak dlouho bude danému druhu trvat, než vyhyne následkem drastické redukce areálu jeho rozšíření nebo vlivem degradace či fragmentace jeho stanovišť? Jestliže velikost populace klesne pod určitý kritický počet jedinců, populace s největší pravděpodobností vyhyne. U některých populací může několik málo jedinců přežít a dokonce se množit po roky nebo desetiletí. Přesto jsou tyto populace – navzdory přísným ochranářským opatřením podniknutým na jejich záchranu – stejně nakonec odsouzeny k vyhynutí. Zejména u lesních dřevin mohou izolovaní a množení neschopní jedinci přežít stovky let. U těchto druhů, nazývaných „žijící mrtvoly“, u nichž přežívá jen málo jedinců a jejichž populace jako celek není dále schopna reprodukce, je budoucnost druhu limitována délkou života přežívajících jedinců (Janzen, 1986b). K úspěšné ochraně druhů je proto nutno identifikovat lidské činnosti, které ovlivňují stabilitu populací a způsobují vymírání druhů.

Vymírání vyvolané lidmi

Globální diverzita druhů je v současném geologickém období značně veliká. Nejpočetnější skupiny organismů – hmyz, obratlovci a vyšší rostliny – dosáhly největší diverzity před 30 000 lety. Od této doby se však s tím, jak roste početnost lidské populace, bohatství druhů snižuje (Leaky & Lewin, 1996). V současnosti je lidmi nějakým způsobem používáno (nebo zneužíváno) nezanedbatelných 40 % celkové čisté primární produkce (biomasa produkovaná rostlinami) suchozemského prostředí, což představuje přibližně 25 % celkové primární produkce Země. Lidé rovněž posilují svou dominantní roli v jiných složkách ekosystémů, jako je koloběh dusíku nebo koncentrace oxidu uhličitého (tab. 2.1).

Tab. 2.1 Tři způsoby podmanění ekosystému člověkem

1. Zemský povrch

Využití půdy člověkem a poptávka po zdrojích přetvořily více než polovinu povrchu Země (mimo oblasti pokryté ledem).

2. Koloběh dusíku

Každým rokem se následkem lidských činností, jako je kultivace rostlin, které vážou dusík, používání dusíkatých hnojiv a spalování fosilních paliv, uvolní do pozemských systémů více dusíku, než je dodáno přirozenými biologickými a fyzikálními procesy.

3. Koloběh plynného uhlíku

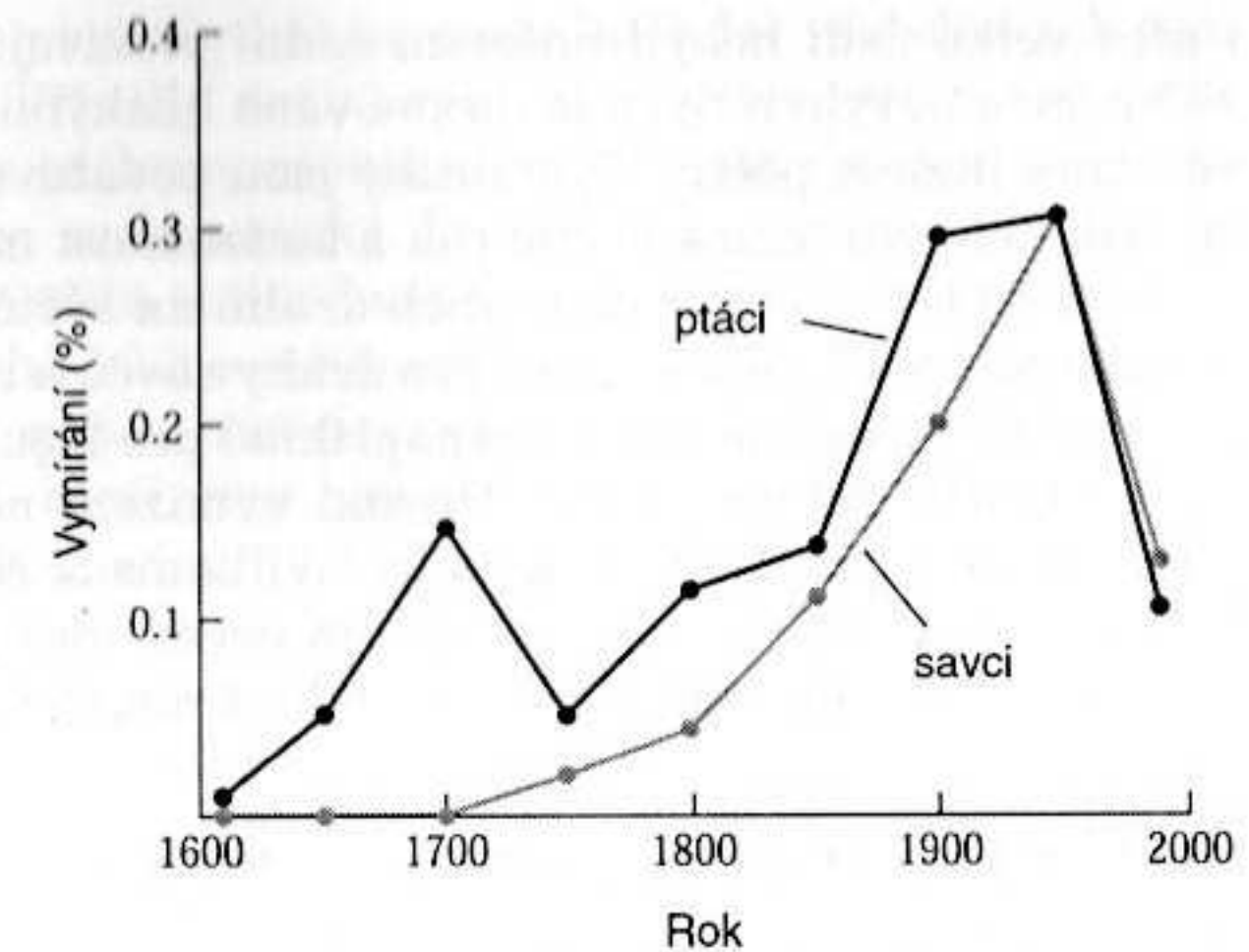
V polovině 21. století bude mít spalování fosilních paliv za následek zdvojnásobení koncentrace oxidu uhličitého v zemské atmosféře.

Zdroj: Vitousek, 1994; Vitousek et al., 1997.

První nápadné vlivy lidské činnosti na rychlost vymírání můžeme pozorovat ve vyhubení velkých savců v Austrálii a v Severní a Jižní Americe v období první lidské kolonizace před mnoha tisíci lety. Krátce poté, co sem přišli lidé, vyhynulo na těchto místech 74–86 % z megafauny (savci vážící více než asi 45 kg). Tato vyhynutí byla pravděpodobně způsobena přímo lovem (Martin & Klein, 1984; Miller et al., 1999) a nepřímo pálením a mýcením lesů a šířením zavlečených nemocí. Na všech těchto kontinentech a bezpočtu ostrovů byly nalezeny důkazy prehistorické lidské činnosti a destrukce lokalit, které se shodují s velkým vymíráním druhů.

Jak ovlivňuje lidská aktivita rychlost vymírání v současnosti? Rychlost vymírání je nejlépe popsána u ptáků a savců, protože tyto druhy jsou relativně velké, dobře prozkoumané a nápadné. U ostatních 99,9 % druhů ji v současné době pouze přibližně odhadujeme. Úplně přesně ji však nelze určit ani u ptáků a savců, protože se stále nalézají druhy považované za vyhynulé a jiné druhy, o nichž předpokládáme, že stále žijí, již ve skutečnosti nemusí existovat. Na základě dostupných záznamů se odhaduje, že od roku 1600 vyhynulo přibližně 87 druhů savců a 131 druhů ptáků, což představuje 2,1 % savců a 1,3 % druhů ptáků (tab. 2.2; Smith et al., 1993; Heywood, 1995; Hilton-Taylor, 2000). Tyto počty se možná nezdají tak alarmující, avšak

Obr. 2.3 Rychlost vymírání ptáků a savců v padesátiletých intervalech od roku 1600. Osa y znázorňuje procento vyhynulých druhů z celkového počtu druhů známých v daných intervalech. Rychlost vymírání rostla v letech 1800 až 1950 a zdá se, že poněkud poklesla v posledních 50 letech. (Smith et al., 1993)



trend této rychlosti vymírání roste a především v posledních 150 letech došlo k jeho dramatickému zvýšení (obr. 2.3). Rychlost vymírání ptáků a savců činila během let 1600–1700 přibližně 1 druh za každé desetiletí, ale v letech 1850 až 1950 vzrostla až na jeden druh za rok. Toto zvyšování rychlosti vymírání druhů je důkazem vážného ohrožení biologické diverzity.

Některé údaje nasvědčují tomu, že během posledních několika desetiletí dochází ke snížení rychlosti vymírání ptáků a savců (obr. 2.3). To může být zčásti vlivem současných snah o záchranu druhů před vyhynutím, ale také tím, že mezinárodní organizace uvádějí ve svých seznamech druh jako vyhynulý pouze tehdy, pokud nebyl spatřen během posledních 50 let, nebo pokud

Tab. 2.2 Zaznamenané extinkce druhů od roku 1600 do roku 1995

Taxon	Počet vyhynulých druhů ^a				Průměrný počet druhů	Procento vyhynulých druhů
	Pevnina ^b	Ostrov ^b	Oceán	Celkem		
Savci	30	51	4	85	4 000	2,1
Ptáci	21	92	0	113	9 000	1,3
Plazi	1	20	0	21	6 300	0,3
Obojživelníci ^c	2	0	0	2	4 200	0,05
Ryby ^d	22	1	0	23	19 100	0,1
Bezobratlí ^d	49	48	1	98	1 000 000+	0,01
Cévnaté rostliny ^e	245	139	0	384	250 000	0,2

Zdroj: Reid & Miller, 1989; data z různých zdrojů

^a Mnoho dalších druhů pravděpodobně vyhynulo, aniž byly zaznamenány.

^b Pevnina je chápána jako oblast, jejíž plocha je větší než 1 milion km²; ostrov má naopak plochu menší.

^c V posledních 20 letech došlo k rapidnímu poklesu populací obojživelníků; někteří vědci se domnívají, že mnoho druhů obojživelníků je na pokraji vyhynutí nebo již vyhynulých.

^d Uvedené počty zastupují zejména Severní Ameriku a Havajské souostroví.

^e Počty pro cévnaté rostliny zahrnují jak vyhynulé druhy, tak i poddruhy a odrůdy.

i přes velké úsilí nebyli nalezeni žádní přežívající jedinci. Mnoho druhů fyzicky ještě nevyhynulých je decimováno lidskými činnostmi a přežívají pouze ve velmi malém počtu. Tyto druhy jsou považovány za ekologicky vyhynulé, ve společenstvu nehrají větší roli a budoucnost mnoha z nich je nejistá.

Okolo 11 % zbývajících ptačích druhů na světě je ohroženo vyhynutím; podobné procentní poměry platí pro druhy savců a rostlin. Tabulka 2.3 ukazuje, že pro jisté živočišné skupiny (například pro leguány) je nebezpečí ještě mnohem vážnější (Mace, 1994). Hrozba vymizení některých sladkovodních ryb a měkkýšů je rovněž znepokojující (Williams & Nowak, 1993). Zatímco vymírání bylo dříve pouze přírodním procesem, více než 99 % případů vyhynutí současných druhů je důsledkem lidské činnosti (Lawton & May, 1995).

Rychlost vymírání na pevnině a v mořích

Téměř polovinu rostlinných a živočišných druhů, o nichž víme, že vyhynuly v posledních čtyřech stech letech, tvoří druhy ostrovní, a to i navzdory tomu, že ostrovy představují pouze malou část zemského povrchu (tab. 2.2). Na druhé straně víme jen o 3 druzích mořských savců, 5 druzích mořských ptáků

Tab. 2.3 Počet druhů ohrožených vyhynutím v hlavních skupinách rostlin a živočichů a v některých jejich klíčových čeledích a řádech.

Skupina	Přibližný počet druhů	Počet vyhynulých druhů	Procento vyhynulých druhů
Obratlovci			
Ryby	24 000	452	2
Obojživelníci	3 000	59	2
Plazi	6 000	167	3
Boidae (hroznýšoviti)	17 ^a	9	53
Varanidae (varanoviti)	29 ^a	11	38
Iguanidae (leguánoviti)	25 ^a	17	68
Ptáci	9 500	1 029	11
Anseriformes (vrubozobí)	109 ^a	36	33
Psittaciformes (papoušci)	302 ^a	118	39
Savci	4 500	505	11
Marsupialia (vačnatci)	179 ^a	86	48
Canidae (psoviti)	34 ^a	13	38
Cervidae (jelenoviti)	14 ^a	11	79
Rostliny			
nahosemenné	758	242	32
krytosemenné	240 000	21 895	9
palmy	2 820	925	33

Zdroj: Smith et al., 1993; Mace, 1994

^a Počet druhů, pro které jsou dostupné informace.

a 4 druzích měkkýšů, které vyhynuly během posledních let ve světových oceánech (Carlton et al. 1999). Případy druhů ryb nebo korálů, které vyhynuly v tomto období, nejsou dobře zdokumentovány, protože mořské druhy nejsou tak dobře popsány jako druhy suchozemské. Proto je počet druhů vyhynulých v mořském prostředí téměř určitě podhodnocený. Může to však také odrážet větší odolnost mořských druhů vůči nepříznivým vlivům. Význam ztrát mořských druhů může být větší, než se udává, i proto, že mnoho mořských savců patří mezi vrcholové dravce, kteří mají hlavní vliv na mořská společenstva. Některé mořské druhy jsou též jedinými zástupci svého rodu, čeledi nebo dokonce řádu, a tak vyhynutí byť i mála mořských druhů může představovat vážnou ztrátu pro globální biologickou diverzitu.

Většina vyhynulých sladkovodních ryb a cévnatých rostlin pochází z oblasti pevniny jednoduše díky zdejšímu velkému celkovému počtu druhů. Podle přehledu bohaté sladkovodní rybí fauny Malajského poloostrova existuje nyní pouze 122 z 266 druhů známých z dřívějších sbírek (Mohsin & Ambak, 1983). V Severní Americe je více než jedna třetina sladkovodních druhů ryb ohrožena vyhynutím (Moyle & Leidy, 1992; Moyle, 1995). Vodní bezobratlí, jako jsou sladkovodní mlži a raci, jsou obzvláště ohroženi stavbami přehrad, znečištěním vod, introdukovanými druhy a ničením stanovišť.

Míra vymírání na ostrovech

K nejrozsáhlejšímu vymírání druhů v historii došlo na ostrovech (tab. 2.2). Během posledních 350 let zde bylo zaznamenáno vyhynutí mnoha druhů ptáků, savců a plazů (WCMC, 1992; Pimm et al., 1995) a více než 80 % endemických rostlin z některých oceánských ostrovů bylo vyhubeno nebo jim vyhubení hrozí. Ostrovní druhy jsou náchylné k vyhynutí zejména proto, že mnoho z nich je endemických právě na jednom nebo několika ostrovech a mají pouze jednu nebo několik místních populací. Zaznamenaná míra vymírání na ostrovech však může být vyšší i z toho důvodu, že tyto oblasti jsou prostudovány lépe než oblasti kontinentální.

Druhy mohou být endemické v rozsáhlé geografické oblasti, jako např. střemcha pozdní (*Prunus serotina*), kterou je možné nalézt napříč Severní, Střední i Jižní Amerikou, nebo jsou endemické v malé geografické oblasti, jako např. varan komodský (*Varanus komodoensis*), který je znám pouze z několika malých ostrovů v indonéském souostroví. Extrémním příkladem je rostlinný druh *Argyroxiphium sandwicense* subsp. *sandwicense* (čeleď hvězdnicovité) z Mauna Kei – tato rostlina byla v přírodě nalezena pouze v jediném vulkanickém kráteru na jednom ostrově na Havaji. V izolovaných zeměpisných jednotkách, jakými jsou odlehlé ostrovy, stará jezera a osamělé horské vrcholy, se často nachází vysoké procento endemických druhů. Naopak geografické jednotky ekvivalentních oblastí, které nejsou izolované, mají mnohem menší procento endemických taxonů.

Jedním z nejpozoruhodnějších příkladů izolovaného území s vysokým podílem endemismu je Madagaskar (Myers, 1986). Zdejší tropické deštné lesy jsou nápadně bohaté na endemické druhy – 93 % z 28 druhů primátů, 99 % ze 144 druhů žab a více než 70 % rostlinných druhů zde žijících nelze nalézt nikde jinde. Stejně vysoké procento endemických rostlinných druhů se nachází na Novém Zélandu. Pro srovnání: ve Velké Británii a na Šalamounových ostrovech se vyskytuje pouze kolem 1 % endemických rostlinných druhů (tab. 2.4). Jestliže jsou společenstva na Madagaskaru, případně na jiných izolovaných ostrovech ničena a poškozována, nebo jsou jejich populace intenzivně káceny a loveny, pak tyto endemické druhy začnou vymírat. Naproti tomu pevninské druhy mají často mnoho populací na rozlehlém území, takže ztráta jedné populace není katastrofou pro celý druh. I v pevninských oblastech jsou však některé místní regiony významné lokální koncentrací endemických druhů, která vyplývá z takových faktorů, jako je geologické stáří a velká rozmanitost biotopů (obr. 2.4).

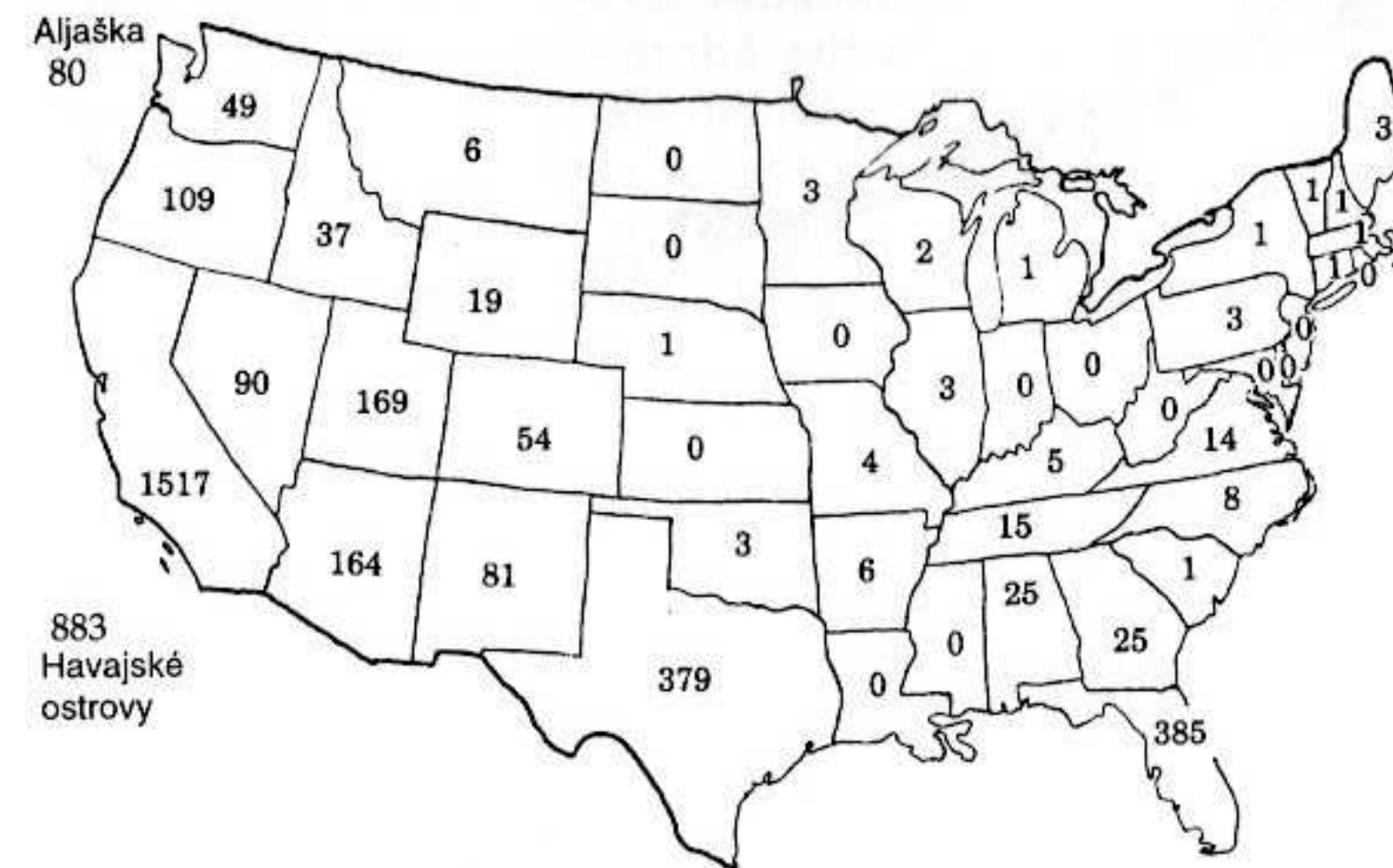
Tab. 2.4 Počet rostlinných druhů některých ostrovů a souostroví

Ostrov, souostroví	Původní druhy	Endemické druhy	Procento endemických druhů	Počet ohrožených druhů	Procento ohrožených druhů
Šalamounovy ostrovy	2 780	30	1	43	2
Velká Británie	1 500	16	1	28	2
Srí Lanka	3 000	890	30	436	15
Jamajka	2 746	923	33	371	14
Filipíny	8 000	3 500	44	371	5
Kuba	6 004	3 229	54	811	14
Fidži	1 307	760	58	72	6
Madagaskar	9 000	6 500	72	189	2
Nový Zéland	2 160	1 942	90	236	11
Austrálie	15 000	14 074	94	1 597	11

Zdroj: WRI, 1998

Jednou z intenzivně studovaných oblastí je Havajské souostroví (Olson, 1989; Pimm et al., 1995). Před příchodem Polynésanů kolem roku 400 žilo na Havajských ostrovech 98 druhů endemických ptáků. Polynésané s sebou přivezli krysu ostrovní (*Rattus exulans*), domestikovaného psa a prase a začali kácet lesy kvůli rozvoji zemědělství. Následkem zvýšené predace a disturbance vymřela více než polovina ptačích druhů ještě před příchodem Evropanů v roce 1778. Ti přivezli kočky, nové druhy krys, promyku mungo (*Herpestes edwardsii*), kozy, krávy a sovu pálenou. Přivezli také ptačí nemoci a vymýtili ještě více lesů kvůli zemědělství a stavbě nových osad. Od té doby vymřelo mnoho dalších ptačích druhů a některé ze zbylých druhů jsou na pokraji vyhynutí. Rostlinné druhy zde i na mnoha jiných ostrovech jsou také ohroženy vyhynutím, hlavně kvůli ničení míst jejich přirozeného výskytu. Na Havaji bylo z přirozeně se vyskytujících rostlin plných 91 % endemitů. Přibližně 10 % z těchto endemických druhů již vyhynulo a 40 % zbývajících druhů vyhubení hrozí.

Obr. 2.4 Počet rostlinných druhů endemických pro různé státy USA je velice proměnlivý. Například 379 rostlinných druhů se nalézá pouze v Texasu a nikde jinde v USA. Naproti tomu stát New York má pouze jeden endemický druh. Kalifornie se svou velkou rozlohou a širokou škálou stanovišť, zahrnující pouště, hory, mořské pobřeží, pralesy a další, je domovem více endemických druhů než kterýkoli jiný stát USA. Havajské souostroví, které je od pevniny vzdálené, hostí i přes svou malou rozlohu mnoho endemických druhů. (Gentry, 1986)



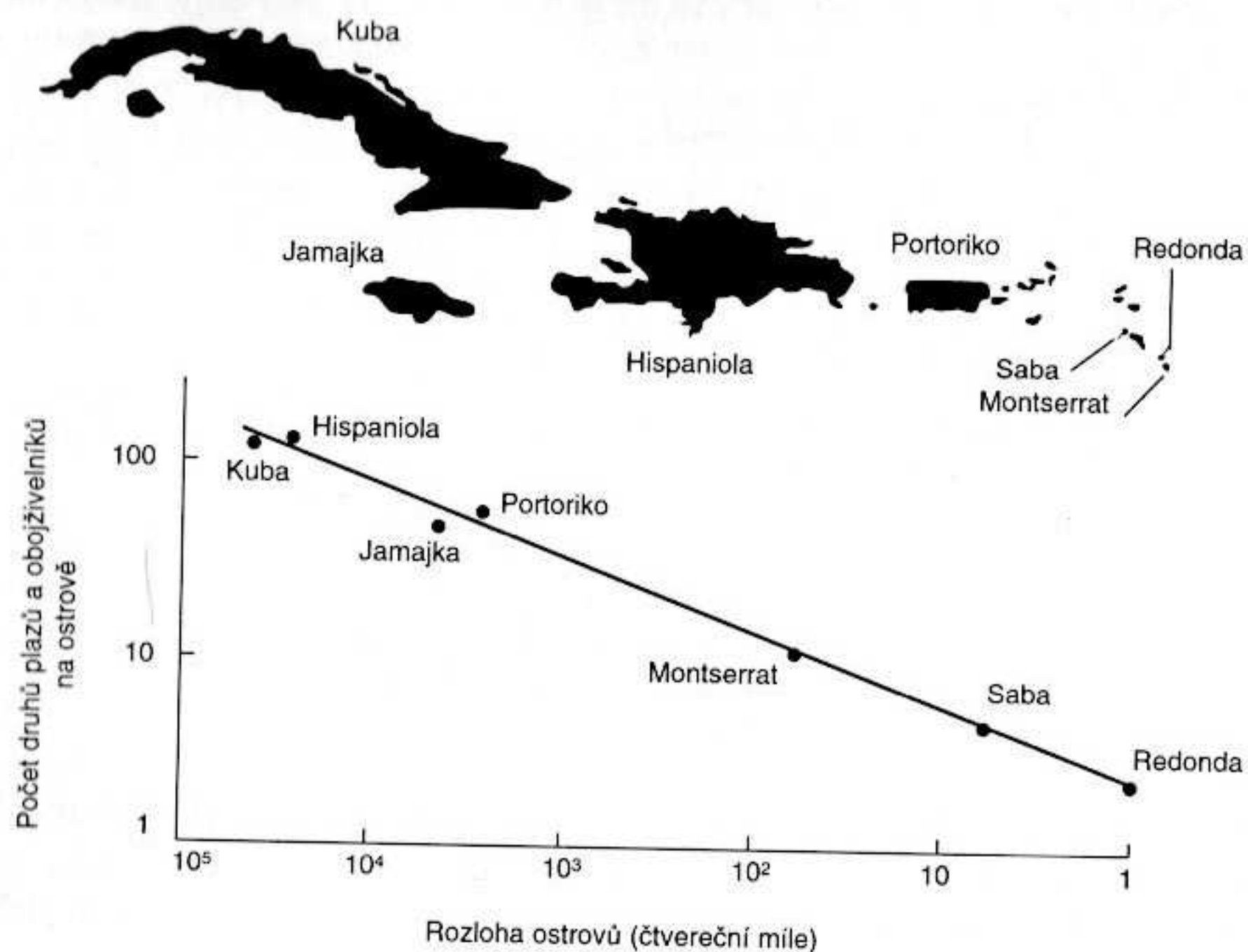
Je důležité povšimnout si toho, že zatímco v minulosti bylo vymírání zaznamenáno především na ostrovech, v budoucnosti se bude zvyšující se měrou odehrávat na pevninách, např. v tropických pralesích, které jsou ničeny lidskou činností (Manne et al., 1999).

Ostrovni biogeografie a současná míra vymírání

Studium ostrovních společenstev vedlo k formulaci obecných pravidel o distribuci biologické diverzity. Tato pravidla byla sloučena do modelu **ostrovní biogeografie** (island biogeography model) MacArthura a Wilsona (1967). Ústředním jevem, pro který se tento model snaží najít vysvětlení, je **závislost počtu druhů na ploše** (species-area relationship) – na ostrovech s větší rozlohou žije více druhů než na ostrovech s rozlohou malou (obr. 2.5). Tento vztah dává intuitivně smysl, protože větší ostrovy mají větší rozmanitost místních prostředí a typů společenstev, než je tomu na ostrovech malých. Větší ostrovy navíc umožňují větší geografickou izolaci a existenci většího počtu populací jednoho druhu, což zvyšuje pravděpodobnost speciace a snižuje pravděpodobnost vyhynutí nově vzniklých nebo přichozích druhů.

Model ostrovní biogeografie se používá pro předpověď počtu a procentuálního zastoupení druhů, které by vyhynuly v případě zničení jejich stanovišť (Simberloff, 1992; Quammen, 1996). Předpokládá se, že po zmenšení rozlohy přirozených stanovišť se počet druhů žijících na daném stanovišti úměrně

Obr. 2.5 Množství druhů na ostrově lze předpovědět podle plochy ostrova. V grafu je znázorněn počet druhů plazů a obojživelníků na sedmi ostrovech v Karibiku. Množství druhů na velkých ostrovech, jako je Kuba a Hispaniola, značně převyšuje počet na malých ostrovech jako Saba a Redonda. (Wilson, 1989)



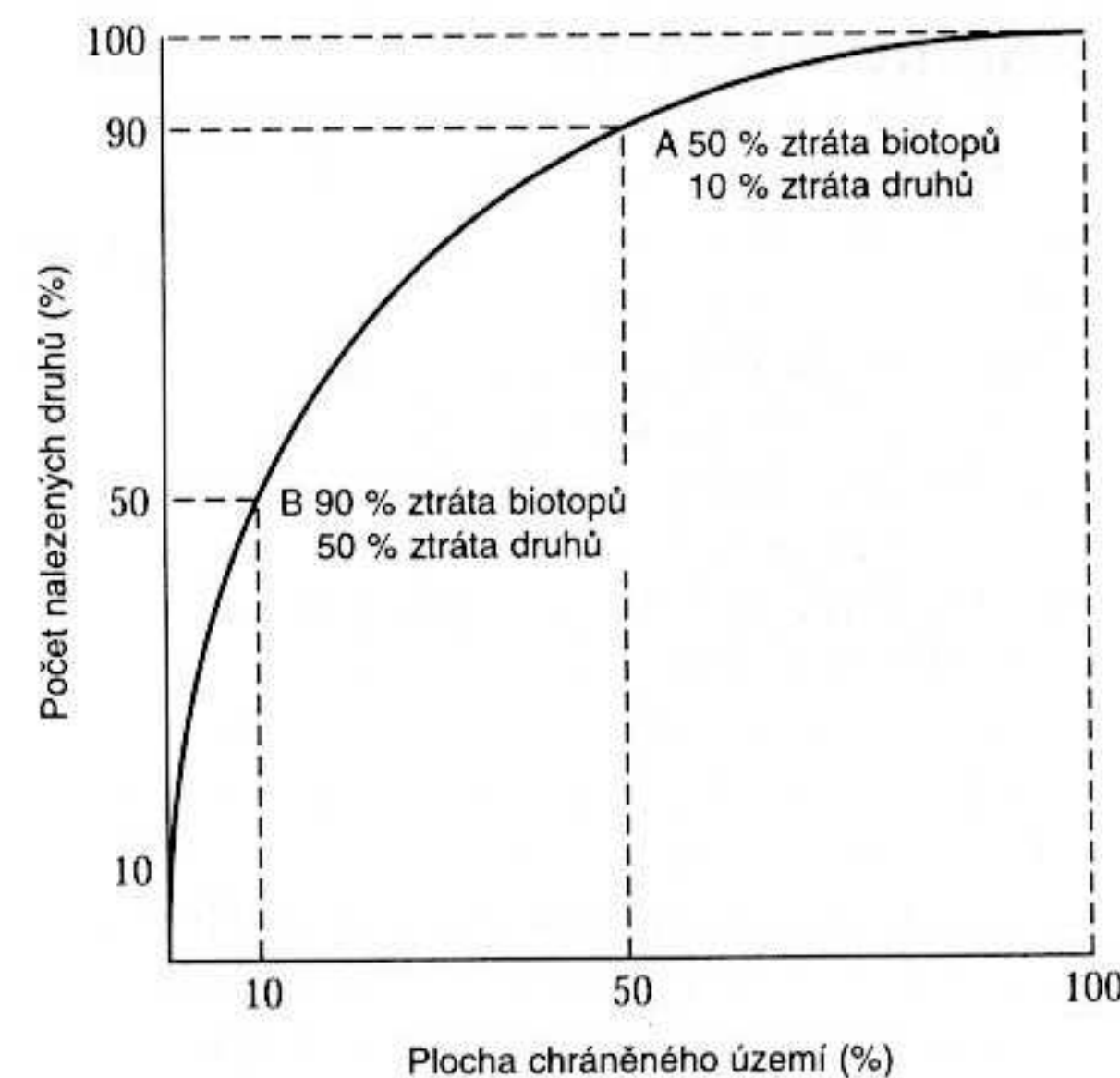
sníží a přiblíží se počtu, který normálně obývá podobný prostor (obr. 2.6). Uvedený model byl původně formulován pro společenstva žijící na různě velkých ostrovech, ale nyní se často aplikuje na problematiku národních parků a přírodních rezervací, které jsou místo vodou obklopeny narušeným prostředím. Rezervace při tomto přístupu považujeme za „ostrovy“ stanovišť v nehostinném „moři“ neobyvatelného životního prostředí. Z modelu vyplývá, že při 50% zničení (redukci) ostrova (nebo stanovišť ostrovního charakteru) dojde přibližně k 10% úbytku počtu druhů ostrov obývajících. Jestliže jsou tyto druhy pro dané území endemické, dojde k jejich vyhynutí. Když dojde k 90% redukci stanovišť, pak z ostrova vymizí 50% druhů. Zanikne-li 99% stanovišť ostrova, pak vymizí asi 75% původních druhů. Aplikace takových modelů na konkrétní případy umožnila předpovědět, že 30% druhů lesních primátů v Africe pravděpodobně vyhyne následkem ztrát přirozených stanovišť (Cowlshaw, 1999). Na základě srovnání údajů o úbytku druhů s historickými údaji z keňských lesů byla odhadnuta rychlost, s jakou bude v souvislosti s fragmentací lesů ubývat počet druhů ptáků, které je obývaly. U druhů mizejících následkem fragmentace lesa předpokládají nejpříznivější odhady, že u stanovišť do velikosti 1000 ha vymizí polovina druhů během 50

let, zatímco u oblastí s rozlohou do 10 000 ha vymizí polovina druhů během 100 let (Brooks et al., 1999).

Odhady rychlosti vymírání založené na úbytku stanovišť se podstatně liší z toho důvodu, že každá skupina druhů spoluvytváří charakteristický vzájemný vztah s geografickým územím. Jelikož na tropické lesy je vázána většina celosvětového počtu druhů, odhad rozdílu v rychlosti vymírání mezi současností a budoucností nám umožňuje odhadnout celkovou rychlost vymírání. Jestliže odlesňování bude pokračovat stávající rychlostí ve všech tropických lesích, s výjimkou lesů národních parků a dalších chráněných území, pak budou asi 2/3 všech rostlinných a ptáčích druhů ohroženy vyhubením (Simberloff, 1986).

Podle minimálních odhadů je každoročně zničeno asi 1% celosvětové rozlohy deštných lesů. Následkem toho je každý rok vyhubeno 0,2–0,3% všech druhů organismů, tj. 20 000–30 000 druhů, jestliže vycházíme z celkového počtu 10 milionů druhů (Wilson, 1989). V hodnotách bližších normálnímu lidskému chápání to znamená, že 68 druhů vymírá každý den neboli 3 druhy každou hodinu. Během desetileté periody 2000–2010 tak pravděpodobně vyhyne 250 000 druhů. Jiné metody, využívající rychlost vymírání v tropických deštných lesích, odhadují během této dekády ztráty v rozmezí 2–11% celosvětového počtu druhů (Reid & Miller, 1989; Koopowitz et al., 1994). Intenzivní studie jednotlivých skupin suchozemských obratlovců vedly k předpovědím podobně alarmující rychlosti vymírání během nadcházejících desetiletí (Mace, 1995). Odlišnosti v odhadech jsou způsobovány rozdílným odhadem rychlosti odlesňování, rozdíly v hodnotách vztahů mezi závislostí počtu druhů na velikosti území (species-area relationship) a odlišnými matematickými přístupy

Obr. 2.6 Podle modelu ostrovní biogeografie roste počet druhů na ostrově s růstem jeho plochy. To znamená, že pokud je plocha ostrova redukována na 50%, očekávané snížení počtu druhů bude asi o 10% (A); při redukci původní plochy na 10% bude ztráta počtu druhů činit 50% (B). Tvar této závislosti se liší oblast od oblasti a závisí na zkoumané živočišné skupině, ale tento model poskytuje obecný pohled na vliv destrukce stanovišť na vymírání druhů a přežívání druhů ve zbylém prostředí.



BOX 2.1 Příčiny vymírání druhů terestrických orchidejí v ČR

(Heywood et al., 1994). Rychlost vymírání může být o něco nižší, jestliže je druhově bohaté území účinně chráněno, může však být také vyšší, protože nejvyšší tempo odlesňování se objevuje v zemích s velkou koncentrací vzácných druhů (Balmford & Long, 1994). Bez ohledu na to, které údaje jsou přesnější, všechny uváděné odhady indikují řádově statisíce druhů, které jsou během následujících 50 let ohroženy vymřením.

Vedle celosvětového vymírání, na které je zejména soustředěna pozornost ochrany přírody, podléhá mnoho druhů řadě místních procesů vymírání v rámci jejich areálů. Dříve široce rozšířené druhy jsou nyní obvykle omezeny na několik malých zbytků jejich původních stanovišť. Například dříve roztroušeně se vyskytující druh vstavače švihlík krutiklas (*Spiranthes spiralis*) se v důsledku úbytku pastvin spásaných ovceci vyskytuje v České republice již jen na dvou lokalitách (obr. 2.2); trend vymírání tohoto druhu je obdobný v celé střední Evropě. Přírodní společenstva jsou tedy ochuzována i tímto místním vymíráním. Middlesex Fells, chráněné území místního významu v metropoli Bostonu, obsahovalo v roce 1894 celkem 338 původních druhů rostlin. Ze současných výzkumů vyplynulo, že po 98 letech zbylo jen 227 původních druhů (Drayton & Primack, 1996). Čtrnáct z vyhynulých druhů rostlin bylo přitom v roce 1894 pokládáno za běžné druhy. Sledování motýlů v jednom hrabství Velké Británie ukázalo překvapivě vysokou rychlost místního vymírání – lokální extinkce během posledních 25 let eliminovaly 67 % z dříve známých populací (Thomas & Abery, 1995). Tyto vysoké hodnoty místního vymírání představují důležitý biologický varovný signál, že je něco v nepořádku se stavem životního prostředí.

Příčiny vymírání

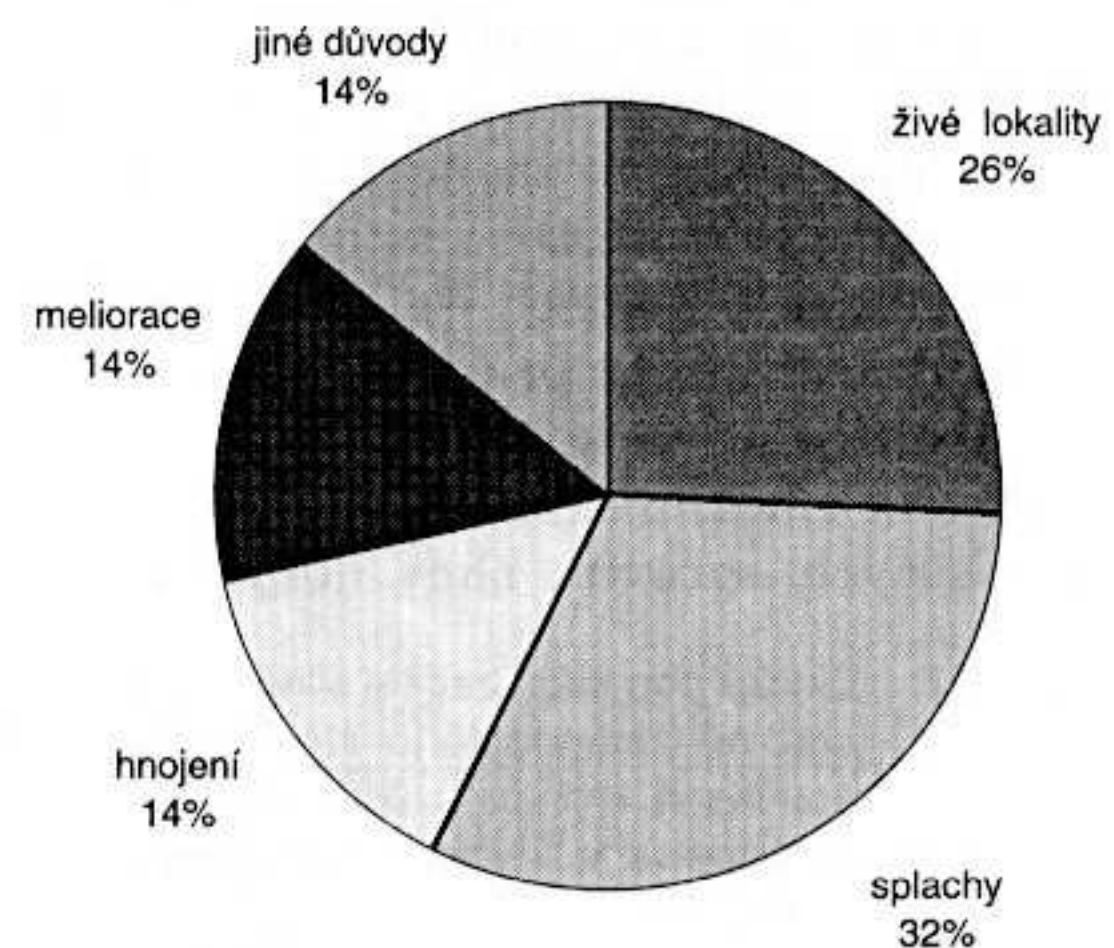
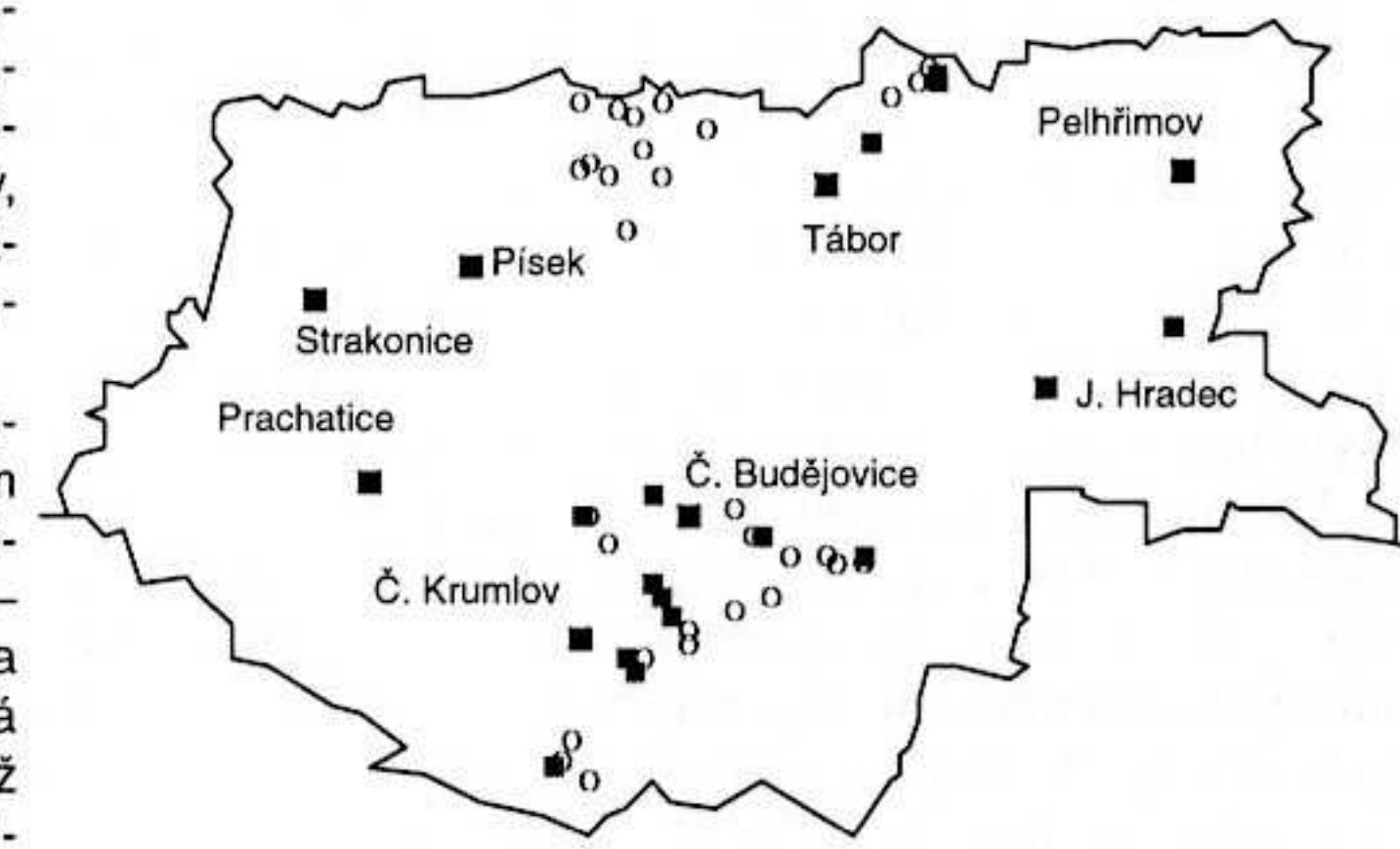
Proč se ocitají tváří v tvář vyhynutí druhy a společenstva, které jsou adaptovány k místním životním podmínkám? Neměly by tyto druhy a společenstva být schopny dlouhodobé existence? Odpovědi na tyto otázky jsou nasnadě: Rozsáhlé zásahy způsobené člověkem změnila a znehodnotily krajinu do té míry, že druhy a někdy i celá společenstva jsou na pokraji vyhynutí. Největší hrozbu pro biodiverzitu, která pramení z lidské činnosti, představují disturbance, fragmentace a degradace (včetně znečištění) životního prostředí, globální změna klimatu, nadměrné využívání druhů pro lidské potřeby, invaze exotických druhů a také nárůst šíření nemocí. Nejohroženější druhy jsou ty, které čelí více takovým problémům současně. To urychluje jejich extinkci a znesnadňuje jejich ochranu (box 2.1; Wilcove et al., 1998; Terborgh, 1999; Stearns & Stearns, 1999).

Výše zmíněných sedm hrozeb pro biologickou diverzitu je zapříčiněno stále vzrůstajícím využíváním přírodních zdrojů exponenciálně se zvyšující lidskou populací. Ještě před několika sty lety byla míra růstu lidské populace rela-

Zástupci čeledi vstavačovitých jsou ozdobou naší květeny a zároveň citlivými indikátory, reagujícími na vnější chemické a mechanické zásahy. V naší republice jsou téměř všichni zástupci této čeledi registrováni jako zvláště chráněné druhy, na nichž se v minulosti podepsala destrukce původních stanovišť zmenšováním jejich rozlohy, zemědělskou velkovýrobou, intenzivní pastvou, melioracemi a neúměrným používáním průmyslových hnojiv. Obecně se uvádí, že počet lokalit rapidně klesá v důsledku eutrofizace, splachů z polí a nejrůznější devastace původních stanovišť (Procházka & Velísek, 1983). V posledních letech působí ekonomické změny i změny v některých zemědělských praktikách. Byly zahájeny různé revitalizační projekty, pro které jsou životně důležité studie jednotlivých cílových druhů, včetně terestrických orchidejí.

Wotavová (1999) provedla revizi desítek literárních údajů o výskytu kdysi hojného druhu prstnatce májového (*Dactylorhiza majalis*) na území bývalého Jihočeského kraje. Na mapě na obrázku jsou znázorněny navštívené lokality. Tmavé čtverce značí existující lokality, prázdné kroužky lokality zaniklé. Druhý obrázek ukazuje, že nejčastějším důvodem zániku populace je eutrofizace (buď přímá – hnojením lokality, nebo většinou nepřímá – splachy z okolních intenzivně obhospodařovaných polí), dále meliorace, ale i jiné důvody, jako jsou zastavění, zatopení, zničení postupujícím lomem apod.

Dnes se už lze částečně vyhnout totálním destrukcím lokalit melioracemi a zástavbou – nejsou totiž peníze a také slovo ekologa má o něco větší váhu než kdysi. Naproti tomu eutrofizace životního prostředí je dlouhodobým faktorem – pole jsou stále přesycena živinami a nesprávná agrotechnika jen podporuje jejich vymývání. Orchideje trpí nadměrnou koncentrací živin, zvýšenou konkurencí okolní vegetace a na stanovištích je jich rok od roku méně, ačkoli by nenarušené lokální podmínky byly pro jejich výskyt vhodné.



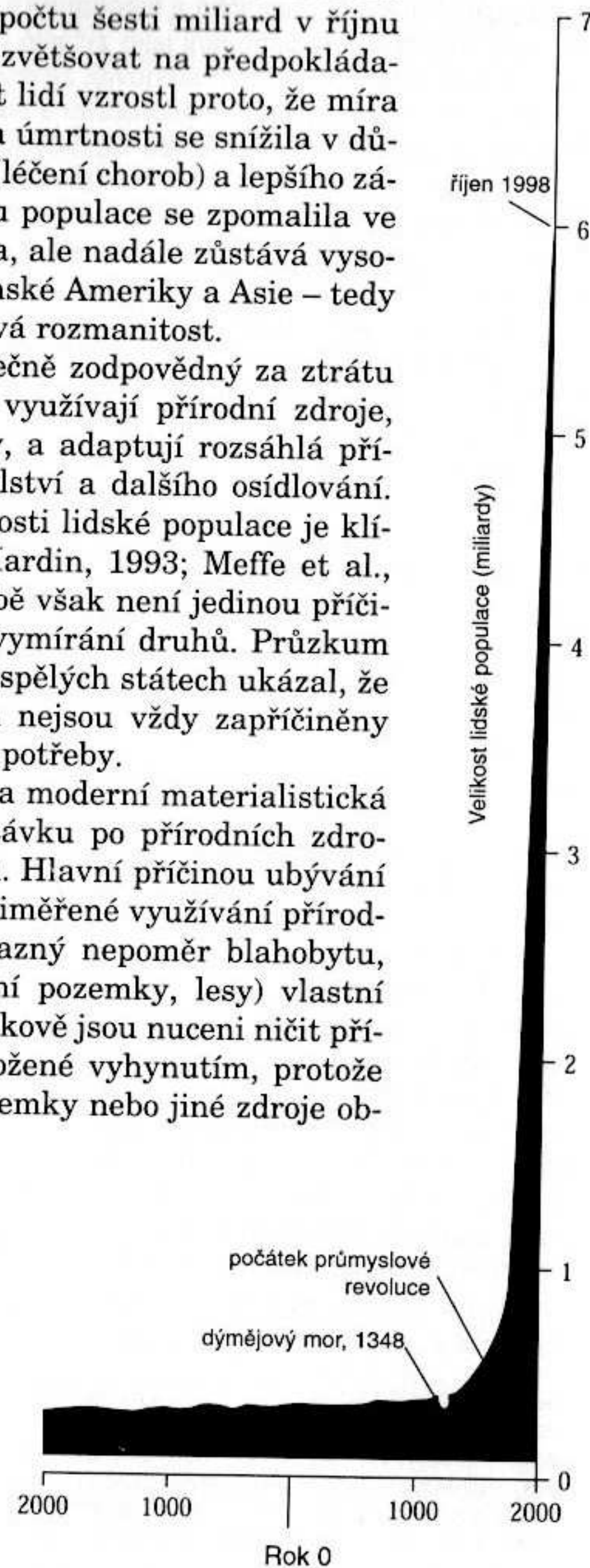
Procházka, F. & V. Velísek. 1983. *Orchideje naší přírody*. Praha, Academia, 279 p.
 Wotavová, K. 1999. *Fytcenologické charakteristiky vstavačovitých luk v závislosti na způsobu jejich managementu* [diplomová práce]. Zemědělská fakulta JU v Českých Budějovicích, 48 p.

tivně nízká, s natalitou pouze mírně převyšující mortalitu. K největší destrukci přírodních společenstev došlo během posledních 150 let, během kterých vzrostla lidská populace z jedné miliardy v roce 1850 na dvě miliardy v roce 1930 a dosáhla počtu šesti miliard v říjnu 1998 (obr. 2.7). Tento počet se bude zvětšovat na předpokládaných deset miliard v roce 2050. Počet lidí vzrostl proto, že míra natality zůstala vysoká, zatímco míra úmrtnosti se snížila v důsledku moderních lékařských objevů (léčení chorob) a lepšího zásobování potravinami. Rychlost růstu populace se zpomalila ve vyspělých průmyslových zemích světa, ale nadále zůstává vysokou v oblastech tropické Afriky, Latinské Ameriky a Asie – tedy v místech, kde je také největší druhová rozmanitost.

Růst populace je sám o sobě částečně zodpovědný za ztrátu diverzity (Krebs et al., 1999). Lidé využívají přírodní zdroje, např. palivové dříví, maso a rostliny, a adaptují rozsáhlá přírodní stanoviště pro potřeby zemědělství a dalšího osídlování. Někteří vědci tvrdí, že kontrola velikosti lidské populace je klíčem k ochraně přírodní bohatosti (Hardin, 1993; Meffe et al., 1993). Růst lidské populace sám o sobě však není jedinou příčinou devastace životního prostředí a vymírání druhů. Průzkum situace v rozvojových i průmyslově vyspělých státech ukázal, že extinkce druhů a ničení ekosystémů nejsou vždy zapříčiněny obyvateli uspokojujícími své základní potřeby.

Rozvoj průmyslového kapitalismu a moderní materialistická společnost vytvořily nadměrnou poptávku po přírodních zdrojích, a to hlavně v rozvinutých zemích. Hlavní příčinou ubývání biologické diverzity je zbytečné a nepřiměřené využívání přírodních zdrojů. V mnoha zemích je výrazný nepoměr blahobytu, kdy většinu majetku (peníze, kvalitní pozemky, lesy) vlastní pouze malá část populace. Lidé na venkově jsou nuceni ničit přírodní společenstva a lovit druhy ohrožené vyhynutím, protože jsou chudí a nemají žádné vlastní pozemky nebo jiné zdroje obživy (Skole et al., 1994).

V mnoha případech jsou příčinou destrukce životního prostředí ohromné průmyslové a komerční aktivity spojené s globální ekonomikou (těžba nerostných surovin, chov dobytka,



Obr. 2.7 Lidská populace začala silně vzrůstat od sedmnáctého století. Při současné rychlosti růstu se velikost populace zdvojnásobí za méně než 40 let.

komerční rybolov, těžba dřeva, pěstování plodin, výstavba přehrad), přičemž jejich počátečním impulzem je zisk (Myers, 1996). Mnoho těchto projektů je schváleno, podporováno a někdy i subvencováno místními vládami a mezinárodními banky pro rozvoj lákají zákazníky poskytováním pracovních příležitostí, komodit a výnosy z půjček. Nicméně využití přírodních zdrojů často není dlouhodobě ani efektivní, ani ziskové, pokud je kladen důraz pouze na krátkodobé zisky. Takové zisky jsou často spojeny s vysokými výdaji na dlouhodobé zachování přírodních zdrojů a většinou berou malé ohledy na místní obyvatelstvo, které je na těchto zdrojích závislé.

Ničení přírodní rozmanitosti v druhově bohatých tropických oblastech spočívá také v nerovnoměrném celosvětovém využívání přírodních zdrojů. Lidé v průmyslových zemích (a bohatá menšina v zemích rozvojových) spotřebovávají velmi nadprůměrné množství světové energie, nerostů, dřeva a jídla. Každý rok průměrný obyvatel USA spotřebuje 43krát více ropných produktů, 34krát více hliníku a 386krát více papíru než průměrný obyvatel Indie (WRI, 1994). Toto nadměrné plýtvání zdroji není dlouhodobě udržitelné, a pokud si tento trend osvojí i střední třída v rozvojových zemích, způsobí to krach životního prostředí. Bohatí obyvatelé rozvinutých zemí by se měli bránit nadprůměrné spotřebě surovin a přehodnotit svůj vlastní životní styl, pokud chtějí pomoci zabrzdit populační růst a chránit tak přírodní bohatství v rozvojovém světě.

Tab. 2.5 Faktory způsobující riziko vyhynutí ohrožených druhů USA

Ohrožené skupiny druhů	Procento druhů ovlivněných každým faktorem ^a				
	Degradace a ztráta stanovišť	Znečištění	Nadměrné využívání	Konkurence a predace nepůvodními druhy	Nemoci
Všechny druhy (1880 druhů)	85	24	17	49	3
Obratlovci (494 druhů)	92	46	27	47	8
savci (85 druhů)	89	19	47	27	8
ptáci (98 druhů)	90	22	33	69	37
obojživelníci (60 druhů)	87	47	17	27	0
ryby (213 druhů)	97	90	15	17	0
Bezobratlí (331 druhů)	87	45	23	27	0
sladkovodní mlži (102 druhů)	97	90	15	17	0
motýli (33 druhů)	97	24	30	36	0
Rostliny (1055 druhů)	81	7	10	57	1

Zdroj: Wilcove et al., 1998

^a Druhy mohou být ovlivněny více než jedním faktorem, proto součet řady nedává 100 %. Například 87 % ohrožených druhů obojživelníků je ohroženo ztrátou přirozených stanovišť a 47 % těchto druhů je ohroženo znečištěním.

Úbytek stanovišť

Hlavní hrozbou ohrožující biologickou rozmanitost je ztráta stanovišť. Proto je jejich ochrana hlavním prostředkem k ochraně biodiverzity. Úbytek stanovišť zahrnuje jak přímou destrukci, tak i znečištění a rozdrobování původního prostředí. Ztráta stanovišť je, spolu s dalšími významnými faktory, jako jsou nepříznivé vlivy nepůvodních druhů a nadměrné využívání přírodních zdrojů, primární hrozbou pro většinu druhů rostlin a živočichů ohrožených extinkcí (tab. 2.5). V mnoha částech světa, hlavně na ostrovech a na místech s vysokou hustotou lidské populace, již došlo ke zničení většiny přirozených stanovišť. Více než 50 % původních lesních stanovišť volně žijících živočichů bylo již zničeno v mnoha zemích Starého světa s klíčovým významem pro biodiverzitu (Keňa, Madagaskar, Indie, Filipíny a Thajsko – tab. 2.6). Další druhově bohaté země, jako je Konžská demokratická republika (dříve Zair) a Zimbabwe, jsou na tom relativně lépe, neboť mají zachováno více než polovinu původních stanovišť.

Rychlost ubývání lesů je v různých zemích různá. Více než 2 % za rok ubývají v tropických zemích, jako jsou Malajsie (2,4 %), Filipíny (3,5 %), Thajsko (2,6 %), Kostarika (3,1 %), Salvador (3,3 %), Haiti (3,5 %), Honduras (2,3 %), Nikaragua (2,5 %), Panama (2,2 %) a Paraguay (2,6 %) (WRI, 1998). Výsledkem fragmentace původního prostředí, farmaření, těžby dřeva a jiných lidských aktivit je ubývání **původních pralesů** (frontier forests) – původ-

Tab. 2.6 Ničení tropických lesů v některých zemích.

Země	Rozloha zbývajících lesů (x 1000) v ha	% zaniklých stanovišť	% zbývajících původních pralesů
Afrika			
Dem. repub. Kongo	135 071	40	16
Gambie	188	38	0
Ghana	1 694	91	0
Keňa	3 423	82	0
Madagaskar	6 940	87	0
Rwanda	291	84	0
Zimbabwe	15 397	33	0
Asie			
Bangladéš	862	92	4
Indie	44 450	80	1
Indonésie	88 744	35	28
Malajsie	13 007	36	14
Barma	20 661	59	0
Filipíny	2 402	94	0
Srí Lanka	1 581	82	12
Thajsko	16 237	78	5
Vietnam	4 218	83	2

Zdroj: WRI, 1998

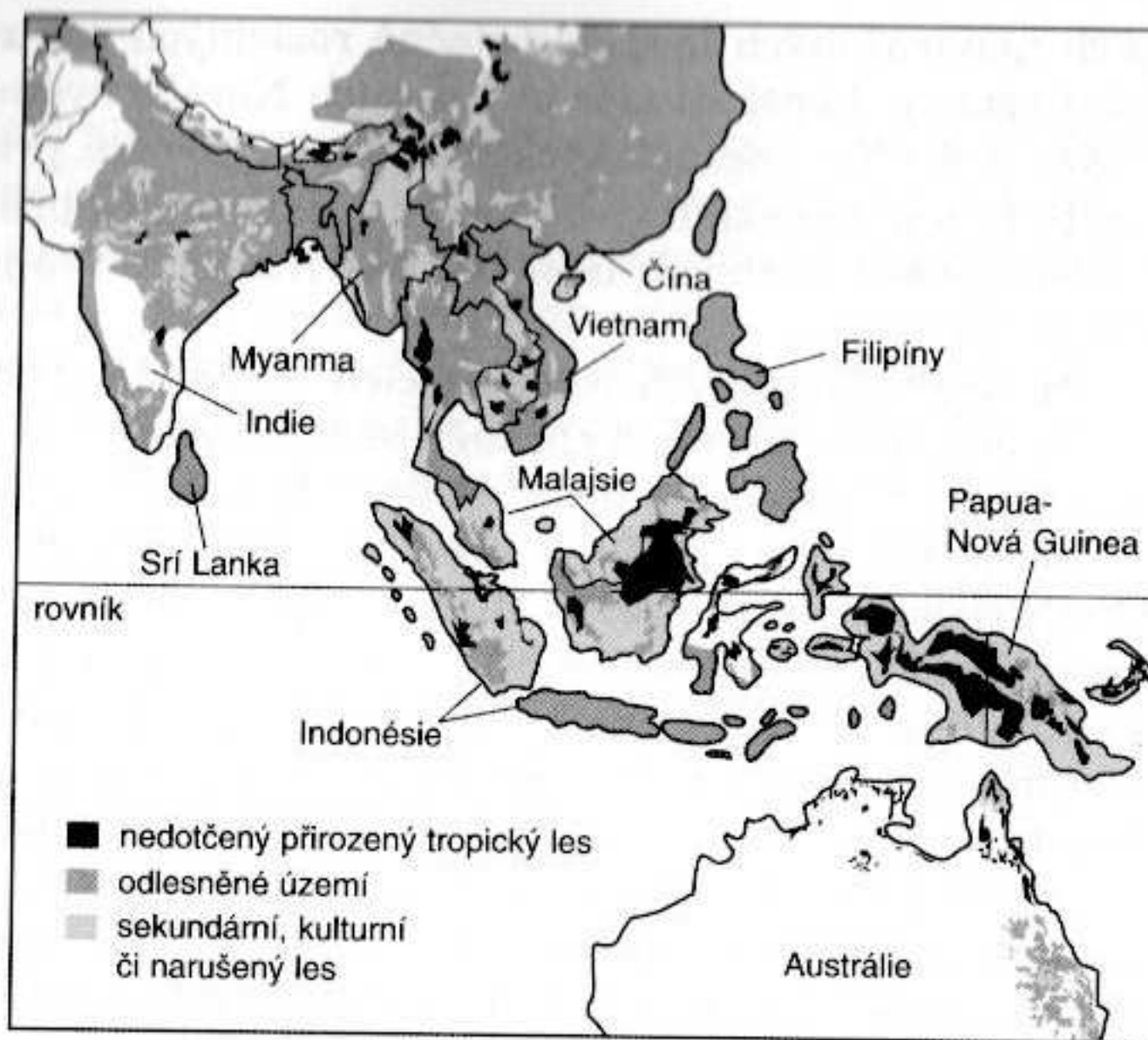
ních nenarušených lesů dostatečně rozlehlých pro zachování všech aspektů biodiverzity. Lepší situace je v zemích Nového světa; například 42 % brazilských a 59 % venezuelských lesů tvoří původní pralesy. V zemích Starého světa tyto panenské lesy již téměř neexistují. Například v mediteránu, dlouhodobě poznamenávaném lidskými aktivitami, zbývá již jen 10 % původní rozlohy lesů.

Mnoho významných volně žijících druhů již ztratilo většinu stanovišť ve svém původním areálu a chráněn je pouze zlomek těch zbývajících; například orangutan (*Pongo pygmaeus*), velký lidoop žijící na Borneu a Sumatře, ztratil již 63 % svých stanovišť a pouze 2 % zbytku jsou chráněna.

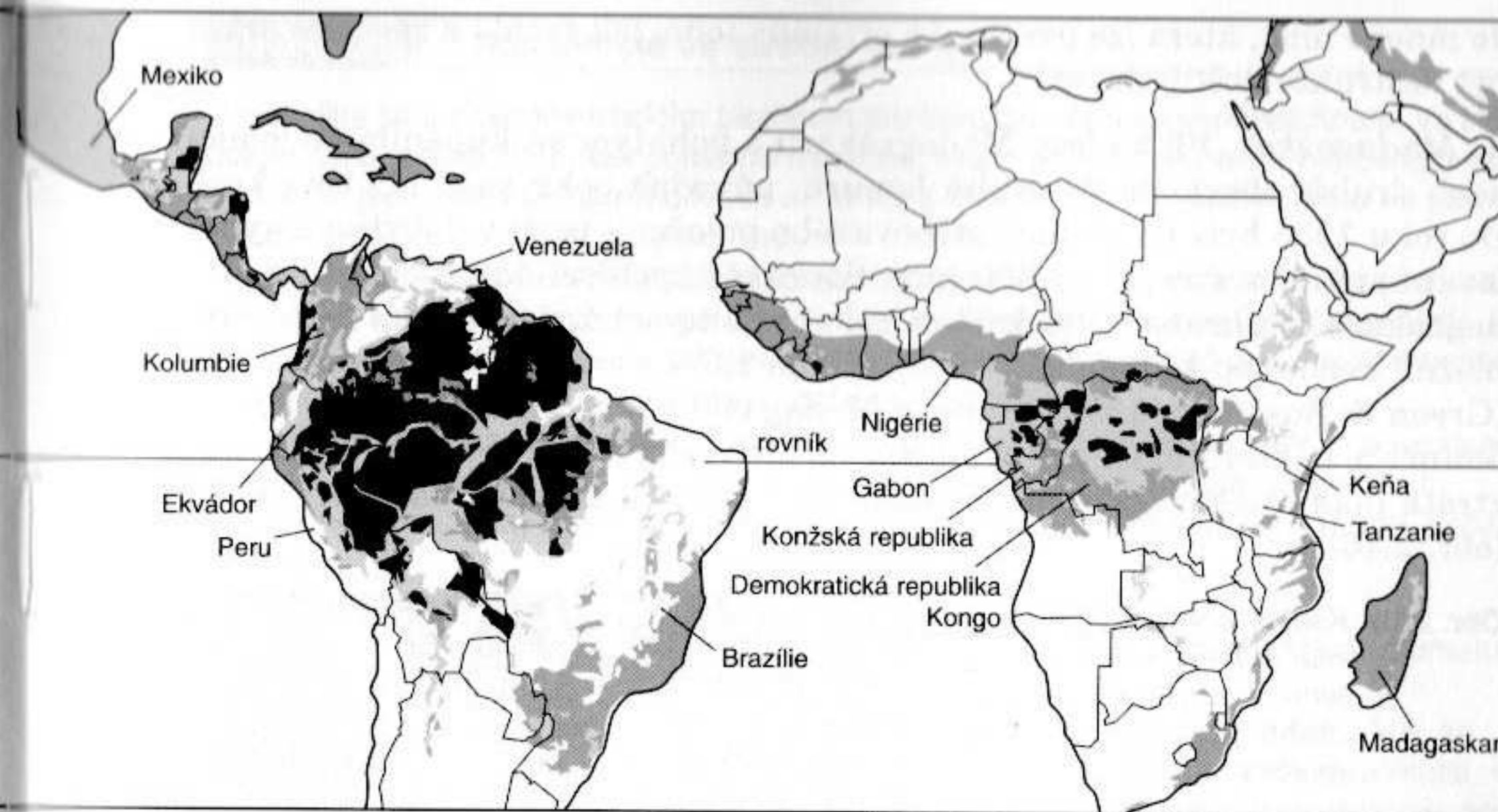
Ohrožené deštné lesy. Mizení tropických deštných lesů může být téměř synonymem pro mizení druhů. Deštné lesy zabírají pouze 7 % povrchu všech kontinentů, ale odhaduje se, že v nich žije přes 50 % všech druhů. Původní rozloha odhadnutá ze současného množství srážek a teploty byla asi 16 milionů km² (obr. 2.8; Myers, 1991b; Sayer & Whitmore, 1991; WRI, 1994). Kombinací pozemních pozorování, leteckých fotografií a satelitních snímků byla zjištěna jejich skutečná rozloha v roce 1982 – pouze 9,5 milionu km² (což je zhruba území USA). Během devíti let, do roku 1991, zmizelo dalších 2,8 milionů km². V současnosti ubývá kolem 140 000 km² ročně (území větší než bývalé Československo). Polovina tohoto území je kompletně zničena a na zbytku dochází k značnému poškození ekosystémů a úbytku druhů. Narušit tropické deštné ekosystémy bohužel není nic těžkého, protože půda je zde chudá na živiny a v důsledku silných dešťů lehce eroduje.

V odborné literatuře dnes probíhá diskuse o původní velikosti, dnešní velikosti a o rychlosti ubývání tropických lesů. V jednom však panuje shoda: současná rychlost mizení těchto lesů je alarmující. Při současné rychlosti jejich ubývání bude kolem roku 2040 zbývat kromě malých chráněných oblastí již pouze minimum původních deštných lesů. Situaci ještě zhoršuje fakt, že se stále rostoucí lidskou populací roste i chudoba, což dále zvyšuje tlak na zmenšování plochy těchto lesů.

V globálním měřítku je ničení deštných lesů přibližně ze 61 % výsledkem maloplošného pěstování plodin chudými farmáři. Některé z těchto pozemků jsou trvale přeměněny v pole a pastviny, ale většina z nich je využita pro tzv. **stěhovavé polaření** (shifting cultivation), při kterém jsou úseky lesa mýceny, páleny a poté obdělávány po několik sezon, dokud úrodnost půdy neklesne natolik, že pozemek musí být opuštěn. Plocha se potom mění v sekundární les s dominancí pionýrských krátkověkých druhů. V průběhu sukcese se druhová diverzita opět zvyšuje. Do kategorie pozemků přeměněných stěhovavým polařením jsou zahrnuty i lesy degradované těžbou palivového dříví, většinou při zásobování místních vesničanů dřevem na topení a vaření. Více než dvě miliardy lidí vaří své pokrmy na ohni ze dřeva, takže dopad této činnosti je obrovský. Komerční holoseč a výběrová těžba dřeva působí dalších 21 % ročních ztrát tropických lesů. Mýcení při budování pastvin činí 11 % lesních



Obr. 2.8 Tropické deštné lesy se nacházejí především ve vlhkých rovníkových oblastech Ameriky, Afriky a Asie. Před osmi tisíci lety pokrývaly tropické lesy celou stínovanou oblast, ale lidské aktivity způsobily ztrátu velké části tohoto vegetačního krytu – jak ukazuje tmavé stínování. Ve světleji stínované oblasti lesy zůstávají, ale nejde tu již o tropické lesy; jsou zde namísto toho (1) sekundární lesy, které vyrostly po vykácení lesů původních, (2) vysazované lesy jako eukalyptové a týkové plantáže, (3) lesy degradované kácením a sběrem palivového dříví. Jen v oblastech vyznačených černě existují dosud bloky nedotčeného tropického lesa dostatečně velké, aby si udržely svou biodiverzitu. (Bryant et al., 1997)



Obr. 2.9 Tropické lesy brazilské Amazonie jsou káceny, aby se zde mohly vytvořit ranče s chovem dobytka. Fotografie ukazuje mohutné odlesňování v Rondonii poté, kdy zde vláda nabídla lidem lukrativní daňové úlevy a možnost získání půdy. Takové odlesňování je běžné v jihovýchodní Asii, kde po kácení dřevařských společností následuje stěhovavé a plantážní zemědělství. (Foto © Mauricio Simonetti, D. Donne Bryant Stock Photography)

ztrát, mýcení pro tržní plantáže (palma olejná, kakao, kaučuk, týkové dřevo atd.), stavba silnic, dolů a další činnosti vysvětlují zbývajících 7 % (obr. 2.9). Relativní význam těchto činností mezi geografickými oblastmi se liší; kácení stromů je nejvýznamnější aktivitou v tropické Asii a Americe, pastevečství je důležitou složkou v tropické Americe a zemědělství v rychle expandujících lidských populacích v tropické Africe a Asii (Bawa & Dayanandan, 1997; Nepstad et al., 1999).

Těžba dřeva, zemědělství a pastevečství na půdě deštných lesů často souvisí s požadavky průmyslových zemí na levné zemědělské a lesní produkty, jako jsou kaučuk, palmový olej, kakao, stavební dříví, překližky a hovězí maso. Známým případem je „hamburgrová souvislost“, při níž velká poptávka po levném hovězím masu v USA a jiných vyspělých zemích poskytla v osmdesátých letech ekonomický podnět pro mýcení rozsáhlých ploch pro zakládání pastvin ve Střední a Jižní Americe. Boykot spotřebitelů v řetězcích amerického rychlého občerstvení pomohl zastavit nákup hovězího z těchto zemí, ale měl nepatrný efekt na odlesňování, protože maso bylo poté prodáno jinam.



Je mnoho míst, která lze uvést jako příklady toho, jak rychlá a závažná může být destrukce deštných lesů:

■ **Madagaskar.** Vlhké lesy Madagaskaru s bohatým seskupením endemických druhů, obzvláště 28 druhů lemuru, původně pokrývaly 112 tisíc km². Do roku 1985 byly kombinací stěhovavého polaření, pastvy dobytka a vypalování zredukovány na 38 000 km². Současná rychlost odlesňování na Madagaskaru je zhruba 1100 km² za rok, což znamená, že do roku 2020 tam možná nezbudou žádné deštné lesy kromě 1,5 % chráněného území ostrova (Green & Sussman, 1990). Protože Madagaskar je jediným místem, kde se lemuři a některé další jim příbuzné druhy vyskytují v přírodě, bude mít ztráta madagaskarských pralesů za následek extinkci mnoha jejich druhů (obr. 2.10).

Obr. 2.10 Ksukol ocasatý (*Daubentonia madagascariensis*) je jedním z nejhroženějších druhů poloopic na Madagaskaru. Ksukol je předmětem záchranných programů pokoušejících se o jeho přežití ve volné přírodě i v zajetí. (Foto © David Haring, Duke University Primate Research Center)



■ **Brazílské pobřeží Atlantiku.** Jinou vysoce endemickou plochou jsou lesy na atlantickém pobřeží východní Brazílie. Plná polovina stromových druhů na tomto území je endemická a oblast skýtá útočiště množství vzácných a ohrožených živočichů, včetně malého primáta, lvíčka zlatého (*Leontopithecus rosalia*). V posledním desetiletí byly pralesy na pobřeží Atlantiku téměř vymýceny kvůli produkci cukrové třtiny, kávy a kakaa. Nyní zbývá méně než 9 % původních lesů (Brooks & Balmford, 1996), které tvoří jeden velký blok, ale jsou rozděleny do izolovaných fragmentů, jež pravděpodobně neudrží životaschopné populace mnoha druhů migrujících na větší vzdálenosti. Jediný větší kus zbývajícího pralesa má rozlohu pouhých 7000 km² a i ten je místy vysoce narušován.

■ **Pobřeží Ekvádoru.** Pobřežní oblast Ekvádoru původně pokrýval bohatý les zaplněný endemickými druhy. Do roku 1960 byl minimálně rušen lidskou činností. Poté došlo k rozvoji silnic a mýcení pralesů pro zřízení lidských osad a plantáží palmy olejné. Jediným z ojediněle přežívajících fragmentů

BOX 2.2 Rašeliniště ve střední Evropě

Rašeliniště jsou charakteristickým biotopem pro boreální zónu severní polokoule. Ve stře-doevropské krajině jsou však poměrně nápadná, vzácná a mají charakter ostrovních ekosystémů. Jsou zde vázána především na vlhké a chladné horské oblasti nebo na pánve, kotliny či údolí s pomalým odtokem vody.

Jedinečnou vlastností rašelinišť je schopnost akumulovat organickou hmotu procesem rašelinění, kdy se odumřelá organická hmota rozkládá pomaleji než přirůstá, takže se hromadí a vytváří se rašelinné ložisko, které může ve střední Evropě dosahovat mocnosti až několika metrů. Příčin tak pomalého rozkladu je několik:

1. vysoká hladina podzemní vody (jednotky až desítky centimetrů pod půdním povrchem), která znesnadňuje přístup kyslíku a brání tak aerobnímu bakteriálnímu rozkladu;
2. špatně rozložitelný opad, tvořený především lodyžkami mechů rašeliníků (rod *Sphagnum*);
3. kyselé a antiseptické půdní prostředí, dané aktivitou rašeliníků;
4. nízká teplota vodou nasyceného půdního prostředí pod povrchem, která zpomaluje bakteriální rozklad.

Vývoj středoevropských rašelinišť probíhá od konce posledního glaciálu, kdy se po ústupu severského ledovce zdejší krajina subarktického charakteru pokryla souvislejší vegetací. Procesem zazemňování přirozených depresí vznikala rašeliniště v nižších nadmořských výškách. Vznik horských rašelinišť je datován později a podílí se na něm spíše zvodnění pramenišť.

V České republice zaujímají různé typy rašelinišť rozlohu pouhých 0,34 % území (27 000 ha). Nejčastěji se s nimi setkáme v hraničních pohořích (převážně na Šumavě, v Krušných a Jizerských horách, Krkonoších, Jeseníkách), v nižších polohách pak např. v Třeboňské pánvi, na Dokesku a v Polabí.

Trvalé bezlesí a specifické mikroklima rašelinišť, ovlivněné značným objemem poutané vody, umožnilo některým organismům přežít od dob posledního glaciálu do současnosti, zatímco se jejich dnešní souvislý areál nachází v severní Evropě (např. ostružiník moruška *Rubus chamaemorus* v Krkonoších a píďalka *Eupithecia gelidata* na Třeboňsku). Takové druhy nazýváme **glaciálními relikty**.

Rokytecká sláň na Šumavě je příkladem horského vrchovištního rašeliniště, které vzniklo zvodněním na mírném svahu. Má typickou zónaci od okrajové, tzv. laggové smrčiny na minerálním podkladu přes souvislý pás hybridní rašelinné kleče *Pinus × pseudopumilio* až po centrální bezlesou část na oligotrofním rašelinném ložisku. Tato část má typicky strukturovaný mikrorelief (jezírka, tůňky, sníženiny – „šlenky“, vyvýšeniny – „bulty“) se specifickou vegetací. (Foto T. Hájek)



Mnohá naše rašeliniště jsou poznamenána lidskou činností, především těžbou rašeliny – dříve na topení, dnes hlavně pro zahradnické účely, v menší míře pro lázeňství. Nyní dochází k útlumu její těžby, ve zbytcích se dobývá např. na Třeboňsku. Na vytěžených rašeliništích se přistupuje k jejich rekultivacím s cílem jejich opětovného oživení, obnovení jejich růstu. Vážnou hrozbou je odvodňování rašelinišť kvůli zvýšení kvality půdy. Dochází tak k provzdušnění půdního profilu a ke zrychlenému rozkladu rašeliny a následně k degradaci jedinečných rostlinných i živočišných společenstev. Rašeliniště jsou tedy v naší krajině snadno zranitelná, proto je dnes většina z nich ze zákona chráněna jako významné krajinné prvky a zvláště chráněná území, některá jsou chráněna i mezinárodními dohodami (Ramsarská úmluva).

je vědecká rezervace Rio Palenque o rozloze 1,7 km². Na této drobné chráněné ploše bylo zaznamenáno 1025 druhů rostlin, z nichž u 25 % není známo žádné jiné místo výskytu (Gentry, 1986). Bylo zde zaznamenáno přes 100 dosud nepopsaných druhů rostlin. Mnoho z těchto druhů je známo pouze podle jedné individuální rostliny a je odsouzeno k jistému zániku.

Jiná ohrožená stanoviště. Deštný prales je možná nejčastěji uváděným příkladem destrukce společenstev, ale existují také jiná stanoviště, která jsou bezprostředně ohrožena zánikem (box 2.2):

- **Tropické opadavé (sezonní) lesy.** Území pokrytá těmito lesy jsou vhodnější pro zemědělskou výrobu a pastvu dobytka než krajina původně pokrytá tropickými deštnými lesy. Následkem toho je například ve střední Americe hustota osídlení v oblastech, kde původní společenstva tvořily tropické opadavé lesy, pětikrát vyšší než v přilehlých oblastech patřících do oblasti tropických deštných lesů (Murphy & Lugo, 1986). Dnes zbývá v oblasti pacifického pobřeží střední Ameriky méně než 2 % původní rozlohy tropických opadavých lesů (Janzen, 1988a).

- **Mokřady a vodní stanoviště.** Mokřady jsou životně důležitými stanovišti některých druhů ryb, vodních bezobratlých živočichů a ptáků. Jsou však také zdrojem pitné vody, účinně působí proti záplavám a mohou být i zdrojem energie (Mitchell, 1992; Dugan, 1993). Mokřady jsou často zasypávány, odvodňovány nebo jinak ničeny tím, že původní meandrující koryta vodních toků jsou svedena do umělých kanálů, že jsou zaplavovány přehradami a znečišťovány chemicky. Všechny tyto faktory ovlivňují třeba Národní park Everglades na Floridě, jednu z nejvýznamnějších přírodních rezervací v USA, která je nyní na pokraji ekologického kolapsu, ale je také cílem velkých záchranných projektů.

Během posledních 200 let bylo zničeno více než 50 % mokřadů v USA, což způsobilo vyhynutí nebo kritické ohrožení 60–70 % místních sladkovodních druhů měkkýšů (Stein & Flack, 1997). Destrukce mokřadů byla stejně intenzivní i v jiných oblastech průmyslově vyspělého světa – především v Evropě a Japonsku. Na celém světě se snižuje hustota přírodních populací lo-

sosa následkem budování říčních přehrad, které brání jeho migraci po a proti proudu řek. V posledních několika desetiletích začaly být ničeny mokřady i v rozvojových zemích, a to tím, že se zde ve velkém budují meliorace, zavlažovací systémy a přehrady. Tyto projekty mají často podporu místních vlád a jsou financovány mezinárodními organizacemi poskytujícími pomoc rozvojovým zemím. I když mnohé v mokřadech žijící druhy jsou poměrně široce rozšířené, o některých těchto ekosystémech je známo, že zde žije vysoké procento endemických druhů. Například Viktoriino jezero ve východní Africe obsahuje jedno z druhově nejbohatších rybích společenstev na světě, přičemž 250 z těchto druhů je ohroženo vyhynutím následkem znečištění vody a introdukce nepůvodních druhů ryb, které se zde živí místními endemickými druhy (Kaufman, 1992).

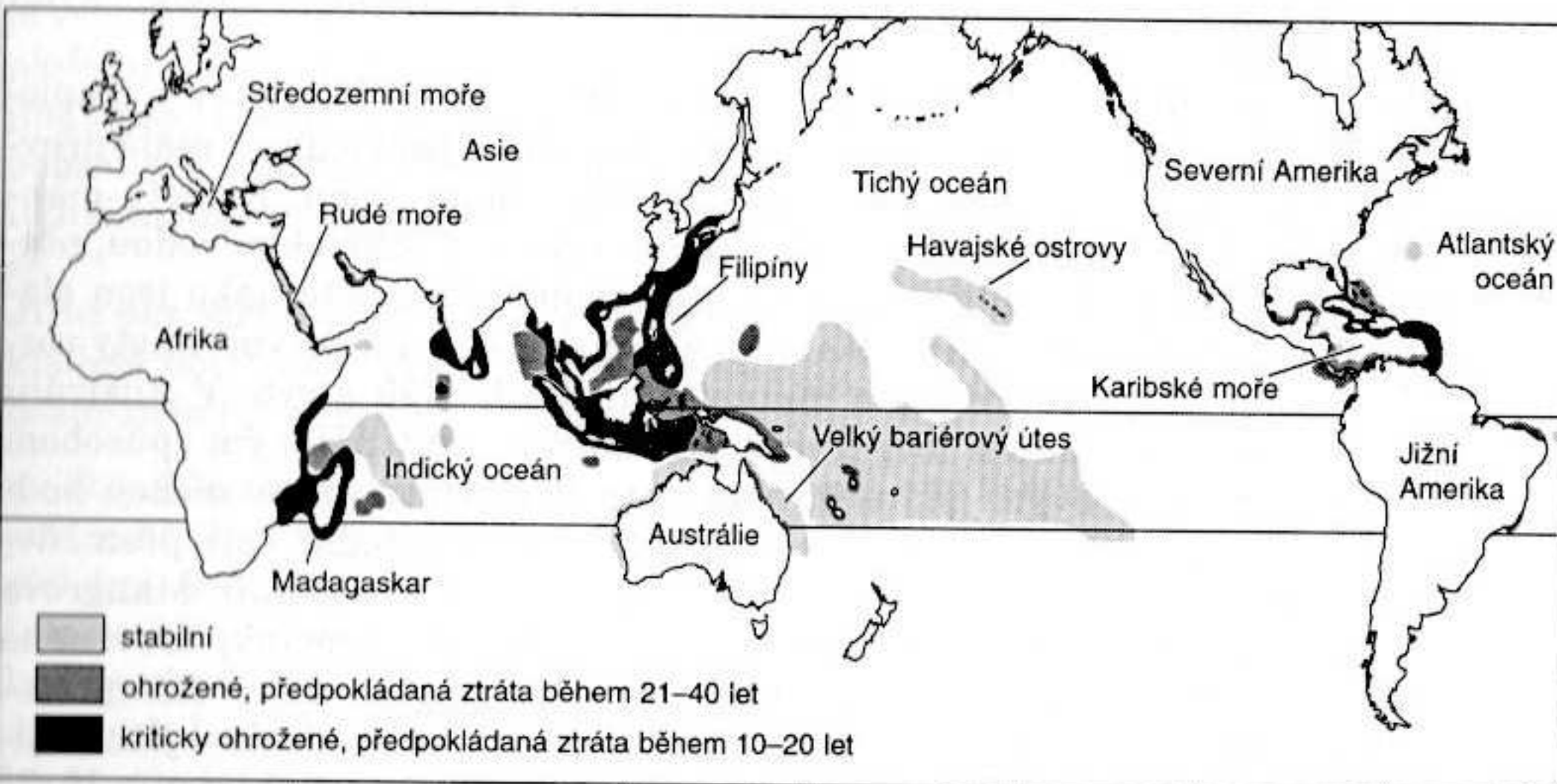
- **Mangrove.** Jedním z nejdůležitějších mokřadních společenstev v tropických oblastech jsou mangrovové porosty. Tyto druhy jsou jedny z mála dřevnatých rostlin se vzácnou vlastností tolerovat slanou vodu. Porosty mangrove se vyskytují v pobřežních oblastech se slanou a brakickou vodou, převážně tam, kde je bahnitě dno. Jsou to podobná stanoviště, jako jsou slániska v oblasti mírného pásu. Mangrove jsou životně důležitými místy rozmnožování a zdroji potravy pro množství druhů korýšů a ryb. V Austrálii jsou dvě třetiny komerčně lovených druhů korýšů a ryb nějakým způsobem svázané s mangrovovými porosty. Přes svou nesmírnou ekonomickou hodnotu jsou porosty mangrove často, především v jihovýchodní Asii, přeměňovány na rýžová pole a sádky pro komerční chov raků a krabů. Mangrove jsou často (a nadměrně) využívány jako zdroj dřeva, tyčoviny, dřevěného uhlí a pro průmysl, což vede k destrukci těchto stanovišť. K největším ztrátám mangrovových porostů, měreno ztrátou jejich plochy, došlo v jižní a jihovýchodní Asii – v Indii je to 85 %, v Thajsku 87 %, v Pákistánu 78 %, v Bangladéši 73 % (WRI, 1994).

- **Savany.** Savany mírného pásu jsou dalším typem ekosystému, který byl téměř zcela zničen lidskou aktivitou. Je totiž relativně jednoduché tato travinná společenstva přeměnit na oblasti s intenzivní zemědělskou výrobou nebo na pastviny dobytka. V USA, ve státech Illinois a Indiana, zbylo z původních asi 15 milionů hektarů zdejší prerie neporušeno jen 1400 ha – to je jedna desetitisícina původní plochy! Zbytek byl přeměněn na zemědělskou půdu (Chadwick, 1993). Zbývající prerie je rozdělena na množství fragmentů roztroušených po krajině.

- **Korálové útesy.** Odhaduje se, že tropické korálové útesy, i když jejich rozloha činí pouze 0,2 % rozlohy světových oceánů, jsou domovem celé třetiny mořských druhů ryb. Deset procent korálových útesů již bylo zničeno a během nejbližších desetiletí jich může být zničeno až 50 % (Birkeland, 1997). K největší destrukci korálových útesů nyní dochází na Filipínách, kde je ohromující množství – 90 % – korálových útesů buď mrtvých, nebo umírajících. Mezi hlavní příčiny tohoto stavu patří v první řadě znečištění, které buď zabíjí tato

společenstva přímo, nebo umožňuje nadměrný růst řas; dále zde působí sedimentace v důsledku odlesňování, nadměrný lov ryb a dalších živočichů. V některých oblastech rybáři používají i takové „metody“ jako lov dynamitem a vypouštění kyanidu, které spolehlivě zabíjejí vše živé v nejbližším okolí. Očekává se, že během příštích 40 let dojde k dramatickému úbytku korálových útesů ve východní Asii, v okolí Madagaskaru, podél východního pobřeží Afriky a v Karibiku (obr. 2.11).

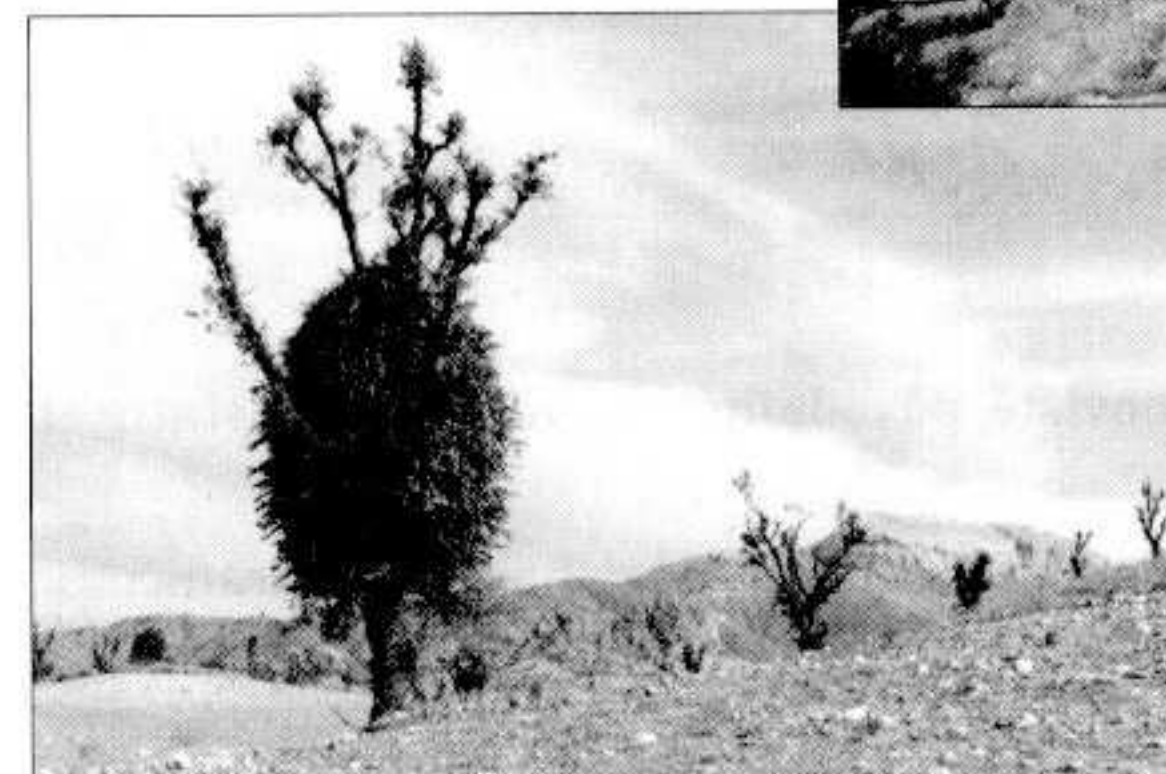
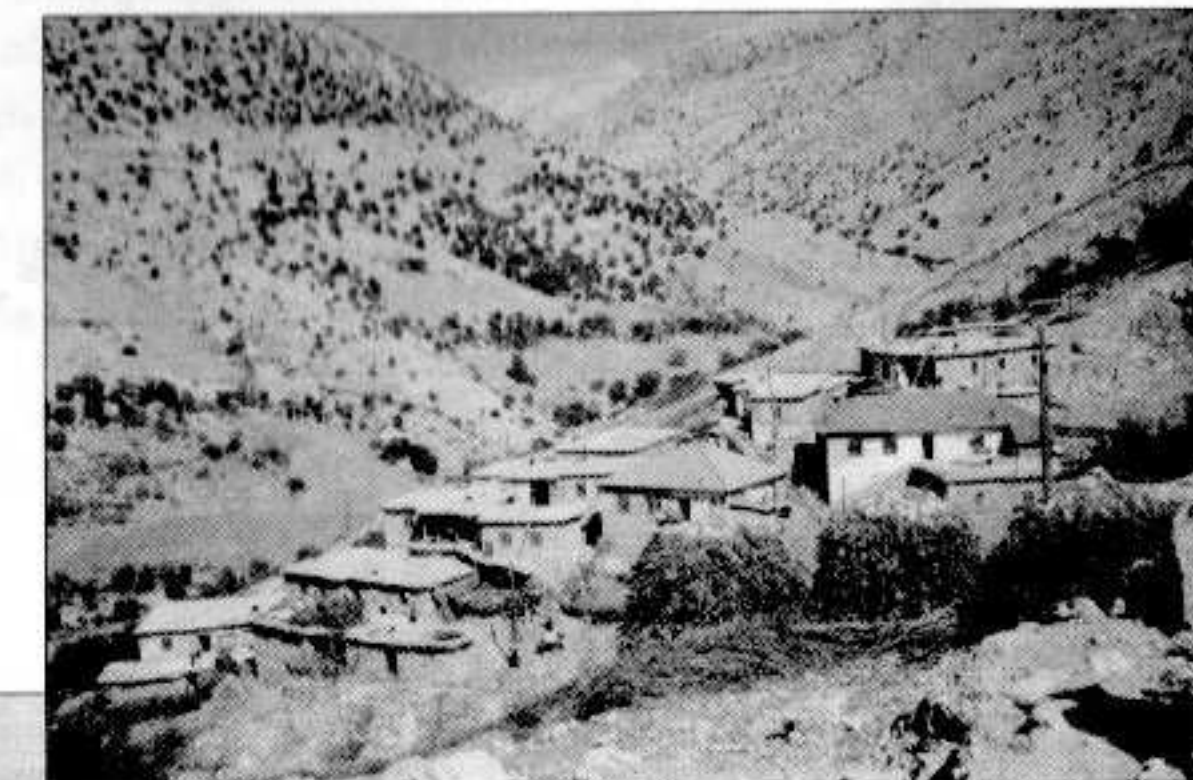
Obr. 2.11 Rozsáhlé oblasti korálových útesů budou poškozeny nebo zničeny lidskou aktivitou v průběhu nejbližších 40 let, pokud nebudou zavedeny nové způsoby jejich ochrany. (Bryant et al., 1998)



Dezertifikace. Mnoho přírodních společenstev v místech se sezonně suchým klimatem bylo člověkem degradováno na umělé pouště, což je jev obecně nazývaný **dezertifikace** (desertification) (Allan & Warren, 1993). Takto degradovaná společenstva zahrnují savany, křovinné porosty, opadavé lesy tropického i mírného pásu nalézající se v mediteránu, jihozápadní Austrálii, jižní Africe, Chile a jižní Kalifornii. Tyto oblasti mohou být po nějakou dobu zemědělsky využívány, jejich opakovaná kultivace však vede k půdní erozi a ztrátě retenční kapacity půdy (její schopnosti udržet vodu). Podobné následky má chronické nadměrné spásání dobyt看kem (krávy, ovce, kozy) a kácení dřevin pro topení (obr. 2.12; Fleischner, 1994; Miton et al., 1994). Výsledkem je postupná a povětšinou nevratná degradace společenstev a ztráta půdního krytu vedoucí až k tomu, že krajina začne připomínat poušť. Odhaduje se, že celosvětově bylo takto na poušť přeměněno asi 9 milionů km² suchých oblastí (Dregné, 1983). Dezertifikace je obzvláště markantní v oblasti Sahelu na jižním okraji Sahary sahající od Mauretánie až

po Čad, kde je většina místních druhů velkých savců ohrožena vyhynutím. Lidská dimenze tohoto problému spočívá v tom, že v oblasti Sahelu žije dvapůlkrát více obyvatel, než je země schopna uživit bez další intenzifikace zemědělství.

Obr. 2.12 Krajina centrální části Turecka svým vzhledem připomíná poušť. Dobytek chovaný místními obyvateli spásá veškeré rostlinstvo kromě trnitých keřů adaptovaných vůči okusu. A. Okolí kurdské vesnice v oblasti Nemrut Dagı; v popředí vidíme hroma-



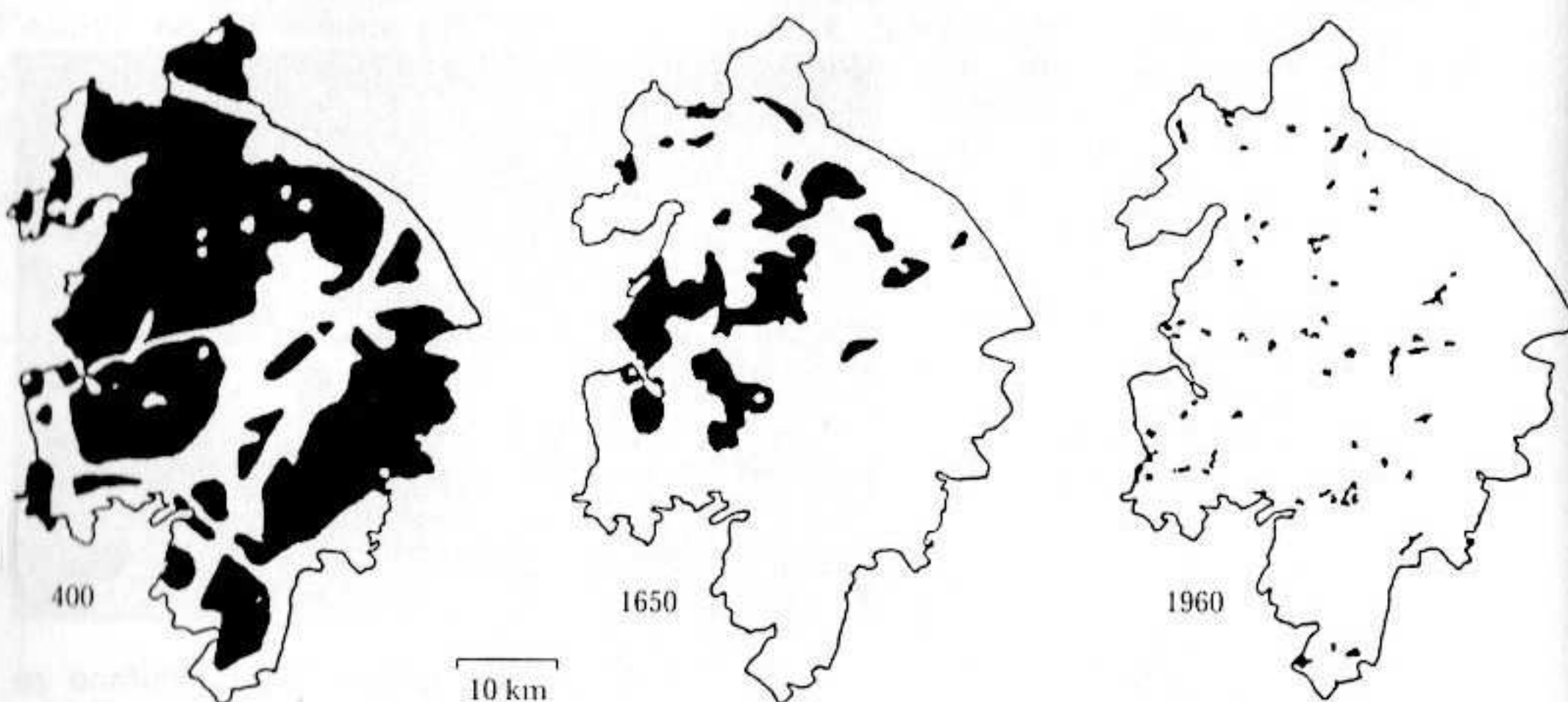
dy palivového dříví nasbírané ze zbytků stromů v okolí.

B. Vesničané získávají palivové dříví pravidelným ořezáváním stromů, které pak mnohem více košatí a produkují více dřevní hmoty (metoda zvaná „pollarding“). Nařezané dříví se tradičně suší v korunách stromů. (Foto I. Hájková)

Fragmentace stanovišť

Kromě přímé destrukce jsou mnohá stanoviště dělena na menší části silnicemi, poli, městy a celou řadou dalších lidských produktů. **Fragmentace stanoviště** (habitat fragmentation) je proces, při němž je původní velké stanoviště děleno na řadu menších částí za současného snížení celkové rozlohy stanoviště (Shafer, 1990; Reed et al., 1996). Je-li původní stanoviště zničeno, může po něm zůstat mozaika fragmentů, které mohou být od sebe odděleny značně změněnou nebo degradovanou krajinou (obr. 2.13). Jak bylo uvedeno výše, tato situace může být popsána modelem ostrovní biogeografie s fragmenty fungujícími jako ostrovy v nehostinné krajině (moři) dominované člověkem. K fragmentaci dochází při téměř každé podstatné redukci původního území, ale může nastat i při jeho relativně malém zmenšení, jestliže je děleno na části stavbou silnic, železnic, kanálů, elektrického vedení, plotů, ropovodů, protipožárních koridorů nebo jiných překážek bránících volnému pohybu živočichů.

Obr. 2.13 Zalesněné oblasti hrabství Warwickshire v Anglii (černě) byly od roku 400 (kdy zde staří Římané založili první města a propojili je silnicemi) až do roku 1960 (kdy zbyly jen malé části původního lesa) rozděleny na části a jejich celková rozloha zmenšena cestami, silnicemi, zemědělstvím a lidským osídlením. (Wilcove et al., 1986)



Fragmenty stanoviště se od stanoviště původního liší ve dvou podstatných věcech:

- fragmenty mají větší celkovou délku **ekotonu** (edge habitat) – hraničního území mezi původním a narušeným stanovištěm – vzhledem k celkové ploše území;
- střed každého fragmentu je blíže k jeho okraji, než je tomu u původního stanoviště.

Ukažme si jednoduchý příklad, který ilustruje tyto rozdíly a problémy s tím spojené:

Čtvercová rezervace o straně 1 km, tedy plocha 1 km², je zcela obklopena člověkem změněnou krajinou, třeba hospodářskými usedlostmi (obr. 2.14). Okraj této rezervace měří 4 km a její střed je od nejbližšího okraje vzdálen 500 m. Jestliže domácí kočky z okolního území pronikají 100 m dovnitř rezervace, pytláci zde v ptačích hnízdech, a tím brání ptákům v úspěšné reprodukci, pak z celé rezervace zůstává jen 64 ha pro hnízdění ptáků. Ekoton nevhodný pro hnízdění zaujímá plochu 36 ha.

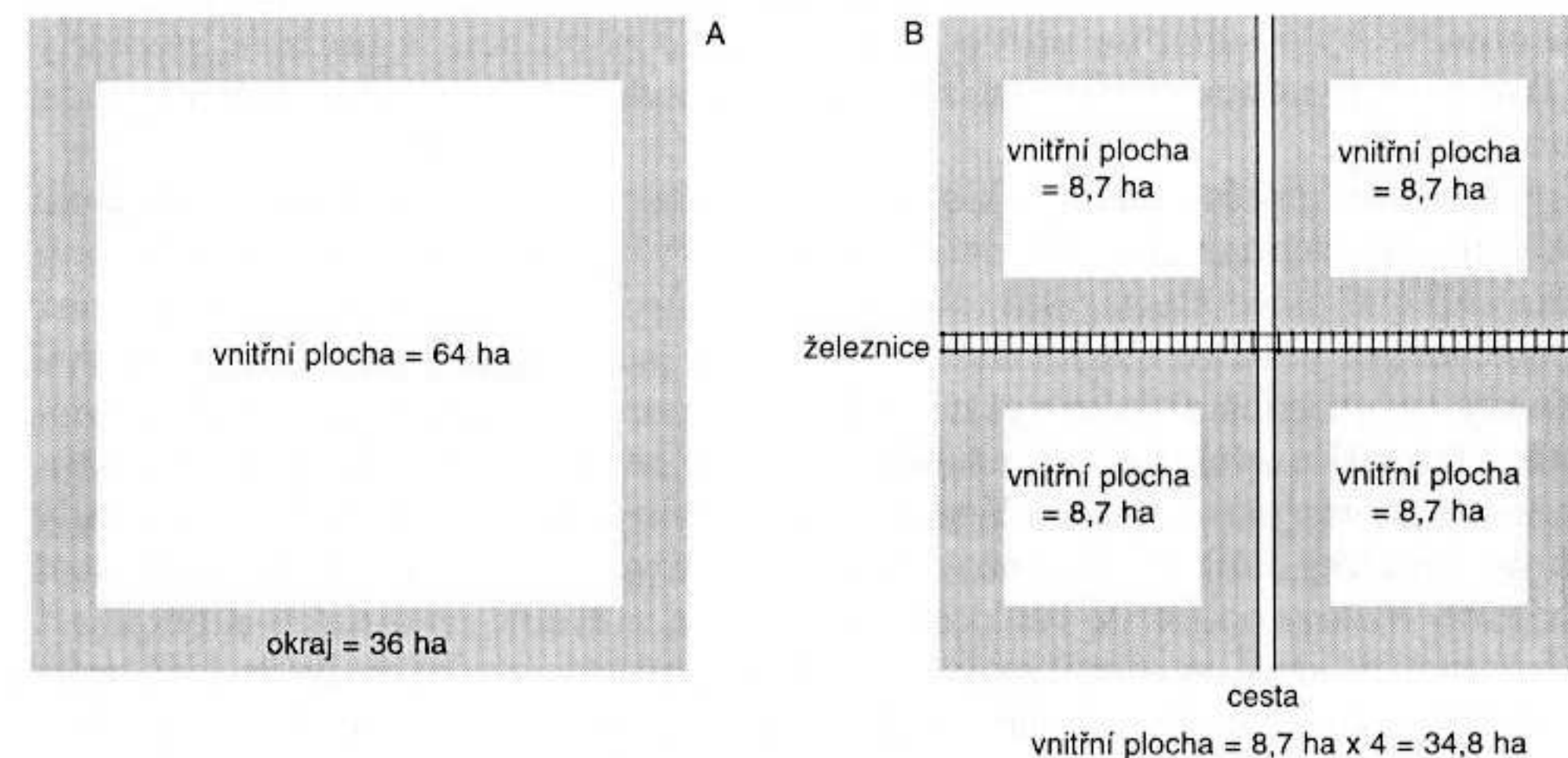
Nyní si představme, že se rezervace rozdělí na čtyři stejné díly 10 m širokou cestou vedoucí středem rezervace ze severu na jih a 10 m širokou železnicí vedoucí prostředkem území od západu na východ. Tyto stavby by zničily pouze minimální plochu: $2 \times 10 \times 1000 \text{ m}^2 = 2 \text{ ha}$, tedy 2 % celé rezervace, což je krásným argumentem pro investory a architekty obou staveb – ztráta pouhých 2 % území je přece zanedbatelná! Celá rezervace by však tím byla roz-

dělena na čtyři fragmenty, každý o ploše 495 x 495 m, takže vzdálenost středu každého z těchto fragmentů od jeho nejbližšího okraje by činila jen 247,5 m, což je méně než polovina původní vzdálenosti. Navíc, protože domácí kočky by pak pronikaly do rezervace nejen z jejích původních okrajů, ale i z cesty a železnice, by ptáci mohli nerušeně hnízdit pouze ve vnitřních částech každého z fragmentů. Každá z těchto vnitřních částí má plochu 8,7 ha, celkem by tedy ptáci měli k dispozici jen 34,8 ha. Přestože by stavby silnice a železnice zabraly pouhých 2 % celkové plochy rezervace, zredukovaly by plochu vhodnou pro hnízdění ptáků na zhruba jednu polovinu.

Obr. 2.14 Tento hypotetický příklad ukazuje, jak dramatičtě se rozloha stanoviště zmenší díky fragmentaci a okrajovým efektům.

A. Celistvá chráněná oblast o rozloze 1 km². Předpokládejme, že okrajové efekty (šedě) pronikají 100 m hluboko dovnitř území, takže zhruba 64 ha je neporušených a umožňuje hnízdění ptáků.

B. Rozdělení rezervace silnicí a železnicí, které samy zaujímají jen malou část rezervace, zvětší oblast, v níž se projevují okrajové efekty natolik, že zmenší zbylou, neporušenou část rezervace zhruba na polovinu původní velikosti.



Fragmentace stanoviště komplikuje přežívání druhů i jinými, méně nápadnými způsoby.

Za prvé může limitovat migrační a kolonizační potenciál druhu. Mnohé druhy ptáků, savců i hmyzu se zdráhají překročit byť i jen malé pruhy otevřené plochy kvůli zvýšenému nebezpečí predace. Jestliže tedy v jednom fragmentu vyhyne určitý druh, je tím ztížena jeho rekolonizace z ostatních fragmentů (Laurance & Bierregaard, 1997). Je-li ztížen pohyb ptáků nebo savců mezi fragmenty, je tím ztížen i pasivní pohyb semen rostlin s jedlými plody – jejich distribuce je závislá právě na živočiších, kteří se těmito plody živí. Proto nebudou izolované fragmenty obývány mnoha druhy, které by zde za normálních podmínek mohly žít. Jestliže nějaký druh v jednom fragmentu vymře

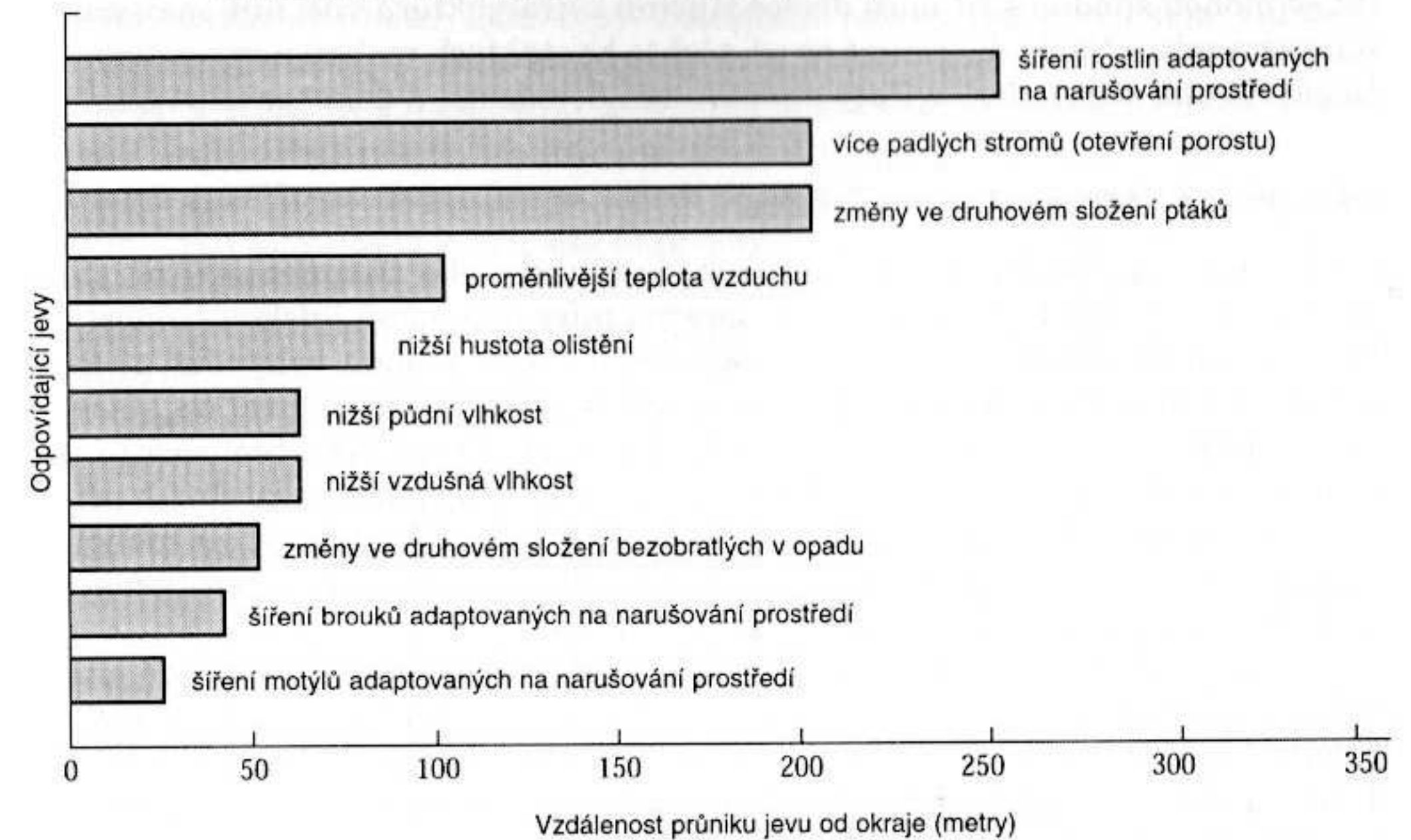
v důsledku sukcese nebo jiných populačních procesů, pak se tu tento druh v budoucnu následkem uvedených migračních bariér již nemusí objevit, a tudíž celkový počet druhů v tomto fragmentu bude časem klesat.

Druhým škodlivým aspektem fragmentace stanoviště je omezení loveckých možností místních druhů. Mnoho živočišných druhů se potřebuje volně pohybovat po krajině a lovit roztroušenou nebo jen sezonně dostupnou potravu a hledat napajedla. Zdroj, který je k dispozici třeba jen pár týdnů v roce, nebo jen jednou za několik let, je pak při znemožnění migrace mezi fragmenty nedostupný pro živočichy žijící v jiném úseku. Tak například ploty mohou zabránit přirozené migraci velkých býložravců, jako jsou třeba bizoni, což tato zvířata nutí k nadměrnému spásání oblasti, v níž žijí. To pak vede k degradaci tohoto stanoviště a hladovění zvířat.

Fragmentace stanoviště může také vést k poklesu populační hustoty nebo extinkci druhu tím, že rozdělí jeho celkovou populaci na více subpopulací, každou v omezeném území (Rochelle et al., 1999). Tyto menší populace jsou pak náchylnější k inbrední depresi, genetickému driftu a jiným potížím charakteristickým pro malé populace (viz kap. 3). Zatímco velké stanoviště bylo schopné udržet jednu velkou populaci, je možné, že žádný z fragmentů nebude schopen zajistit dlouhodobé přežití dostatečně velké subpopulace.

Okrajové efekty. Na příkladě dělení rezervace cestou a železnicí jsme ukázali, že fragmentace stanoviště značně zvyšuje relativní velikost ekotonů vůči celkové ploše stanoviště (obr. 2.14). Společenstva ekotonů jsou jiná než společenstva vnitřku stanoviště. Pro ekotony jsou charakteristické **okrajové efekty** (edge effects) jako vyšší výkyvy v množství dopadajícího světla, teplotě, vlhkosti a rychlosti větru (obr. 2.15) (Schelas & Greenberg, 1996; Laurance & Bierregaard, 1997). V lese jsou tyto okrajové efekty zřetelné mnohdy až do hloubky 250 m. Protože rostlinné a živočišné druhy jsou často dost striktně vázány na určité teplotní, vlhkostní a světelné podmínky, mohou být z fragmentů snadno eliminovány. To je případ stínomilných bylin lesů mírného pásu, pozdně sukcesních stromů tropických lesů, ale i živočichů citlivých na výkyvy vlhkosti (většina obojživelníků). Jejich vymizení vede k mizení dalších druhů, a tedy k podstatným změnám ve složení celých společenstev. Fragmentace lesa vede ke zvýšenému působení větrů, k nižší vlhkosti a vyšším teplotám na jeho okrajích, následně pak ke zvýšenému riziku lesních požárů. Požáry se mohou do fragmentů původních stanovišť šířit i z blízkých, pravidelně vypalovaných polí v oblastech, kde se toto praktikuje (např. po pěstování cukrové třtiny, při stěhovavém polaření). Na Borneu a v brazilské Amazonii padly za oběť požárům miliony hektarů tropického vlhkého lesa během neobvykle suchých období v letech 1997 a 1998; k tomu přispěla kombinace člověkem způsobené fragmentace lesa pro zemědělskou výrobu, selektivního kácení, akumulace zbytků po tomto kácení a lidmi založených požárů (Goldammer, 1999; Cochrane et al., 1999).

Obr. 2.15 Různé následky fragmentace stanoviště, měřeny od kraje směrem dovnitř fragmentu amazonského deštného lesa. Sloupce značí, jak hluboko do lesa dotyčný vliv proniká. Například denní motýli adaptovaní na lidské narušení prostředí migrují až 250 m dovnitř lesa a relativní vlhkost vzduchu je znatelně nižší ještě 100 m od okraje pralesa. (Laurance & Bierregaard, 1997)



Fragmentace stanoviště zvyšuje náchylnost fragmentů k invazím exotických (nepůvodních) druhů i ke gradacím místních škůdců. Okraj lesa je narušeným prostředím, v němž se tyto druhy mohou usadit, namnožit a poté expandovat dovnitř fragmentu (Paton, 1994). Podél okrajů lesa se mohou namnožit omnivorní (všežraví) savci jako mývalové a skunkové, protože mohou využívat obou typů stanovišť – porušeného i neporušeného. Tito agresivní jedlíci se živí mimo jiné i vajíčky a mláďaty lesních ptáků, čímž často brání úspěšné reprodukci mnoha druhů ptáků i do hloubky stovek metrů od okraje lesa. Někteří ptáci žijící normálně v polích a na okrajích lesa parazitují v hnízdech jiných ptáků tím, že zde snášejí svá vajíčka, jako např. americký druh vlhovec hnědohlavý (*Molothrus ater*), využívají lesní okraje jako základny pro invaze dovnitř lesa, kde jejich mláďata ničí vajíčka a mláďata lesních zpěvných ptáků. Kombinace fragmentace stanovišť, zvýšené predace hnízd a destrukce původních stanovišť tak pravděpodobně způsobila dramatický pokles populací některých zpěvných ptáků Severní Ameriky, jako je lesňáček topolový (*Dendroica coerulea*), a to především ve východní polovině USA. Kromě těchto lokálních vlivů dochází na regionální úrovni k fluktuacím ve velikostech populací různých druhů ptáků v Evropě a Severní Americe vlivem velkoploš-

ných změn ve využívání půdy při zemědělské výrobě a lesnictví (James et al., 1996; Fuller et al., 1995).

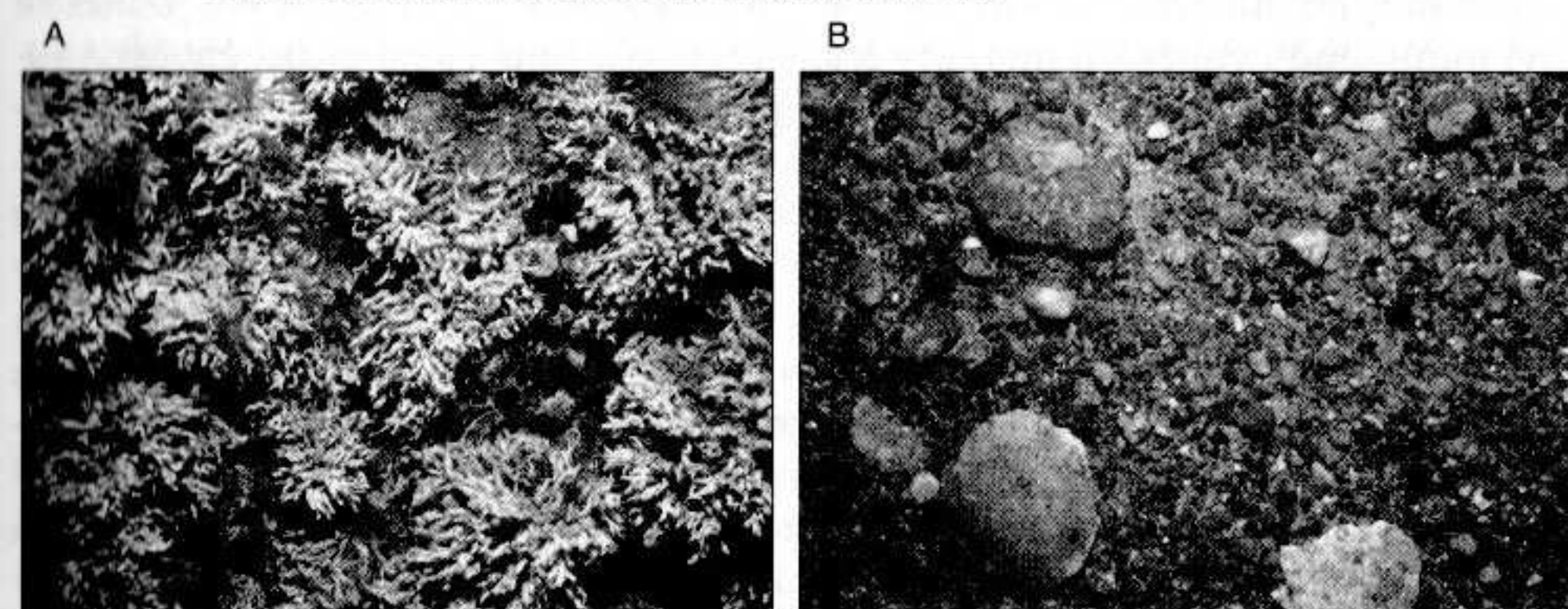
Fragmentace stanovišť umožňuje též bližší kontakt divoce žijících druhů s domácími zvířaty a člověkem pěstovanými rostlinami. Nemoci domácích zvířat se mohou snadno šířit mezi divoce žijícími zvířaty, která vůči nim mají sníženou imunitu. Na druhé straně se při těchto kontaktech mohou nemoci divoce žijících druhů šířit i mezi zvířaty a rostlinami domácími, a dokonce mezi lidmi.

Degradace stanovišť a znečištění

I když není stanoviště přímo zasaženo destrukcí nebo fragmentací, přesto mohou být zde žijící společenstva do značné míry ovlivněna lidskou činností. Přírodní společenstva mohou být poškozena a druhy mohou vyhynout působením externích faktorů, které přímo nemění strukturu dominantní vegetace, takže takové změny nejsou na první pohled patrné. Například v temperátním opadavém lese může ničení stanoviště vést k častým nekontrolovatelným přízemním požárům; tyto požáry třeba přímo nezničí vzrostlé stromy, ale mohou způsobit postupný ústup bylinného patra tvořeného bohatou flórou sestávající z víceletých bylin a s nimi spojenou hmyzí faunou.

Na širém moři, zcela mimo dohled veřejnosti, poruší rybářské vlečné sítě tažené podél dna (nevody) ročně odhadem 15 milionů km² dna oceánů, což je plocha 150krát větší než celková plocha lesů vykáčených za stejné období. Tento způsob lovu ničí citlivé organismy, jako jsou mořské sasanky a houby, a redukuje tak druhovou diverzitu, biomasu a strukturu společenstev (obr. 2.16; Watling & Norse, 1998).

Obr. 2.16 A. Neporušené oblázkové dno v Georges Bank, nedaleko jihozápadní Nové Scotie, je obydleno velkými koloniemi štětinatých červů, polypovců, mechovek a jinými mořskými živočichy. B. Pět set metrů odsud, kde bylo oblázkové dno neustále porušováno vlečnými sítěmi při lovu hřebenatek, najdeme jen málo života: několik druhů mechovek, mořských sasenek a prázdné schránky hřebenatek.



Skutečná délka zobrazených ploch je 35 cm. (Foto U.S. Geological Survey, Page Valentine)

Na první pohled nejméně nápadnou, zato všudypřítomnou formou degradace životního prostředí je jeho znečištění. Nejobvyklejší bývá znečištění pesticidy, chemikáliemi a jiným odpadem produkovaným průmyslem a lidskými aglomeracemi, emisemi z továren a automobilů a znečištění sedimenty z erodovaných horských úbočí. Tyto typy znečištění nejsou lidským okem viditelné i přesto, že existují kolem nás každý den, skoro v každé části světa. Obecný vliv znečištění na kvalitu vody a ovzduší je dnes zdrojem značných obav, protože neohrožuje pouze biologickou diverzitu, ale i zdraví člověka samotného. I když znečištění životního prostředí je někdy značné a na první pohled patrné, jako tomu bylo v případě obrovských ropných skvrn a požárů 500 vrtných věží způsobených válkou v Perském zálivu, nejničivější jsou pravděpodobně ty nenápadné, neviditelné formy znečištění – právě pro jejich nenápadnost.

Znečištění pesticidy. Když v roce 1962 vyšla známá kniha Rachel Carsonové *Silent spring* (Mlčíci jaro), získaly si pesticidy a nebezpečí spojená s jejich používáním pozornost celého světa. Carsonová ve své knize popsala proces „biozesilování“ (*biomagnification*), což je mechanismus, kterým se DDT (dichlordifenyltrichloretan) nebo jiné chlorované uhlovodíky kumulují v organismech během svého postupu potravním řetězcem. Pesticidy se používaly k postřikům proti hmyzím škůdcům nebo se rozprašovaly na vodní plochy a sloužily k hubení komářích larev. Pesticidy však poškozovaly nejen škůdce, ale i jiné volně žijící živočichy, především ptáky živící se hmyzem, rybami a jinými živočichy, kteří byli vystaveni účinkům DDT a odvozených látek. Vysoká koncentrace pesticidů ve tkáních byla zjištěna především u dravců, jako jsou jestřábi, sokoli a orli. Tito ptáci byli značně oslabeni a kladli vejce se skořápkou tak tenkou, že je během sezení rozdrtili. Dokonce i ve vejcích s pevnou skořápkou se často vyvíjela defektní embrya. Počet jedinců v populacích, které nebyly schopny vyvést mláďata, pak samozřejmě dramaticky klesal. V jezerech a v ústích řek se zase zvyšovala koncentrace DDT a jiných pesticidů ve tkáních dravých ryb a vodních savců, např. delfínů.

V zemědělských oblastech byly spolu se škůdci vyhubeny i prospěšné a mnohdy ohrožené druhy hmyzu. Komáři a jiní škůdci, proti kterým byly postřiky zacíleny, si dokázali rychle vyvinout rezistenci k použitým chemikáliím, a tak bylo potřeba neustále zvyšovat dávky účinné látky. Objev a popsání těchto efektů vedlo v mnoha vyspělých průmyslových zemích k zákazu používání pesticidů na bázi chlorovaných uhlovodíků. Tento krok zachránil mnoho druhů ptáků, např. sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*), orlovce říčního (*Pandion haliaetus*) a orla bělohlavého (*Haliaetus leucocephalus*) (Enderson et al., 1995). Bohužel, v mnoha zemích používání nebezpečných pesticidů pokračuje, což zasluhuje opravdovou pozornost nejen kvůli ohroženým druhům živočichů. Pesticidy mohou mít negativní dlouhodobý vliv i na lidský organismus. To se týká především lidí, kteří pracují přímo s těmito nebezpečnými látkami (postřiky, práce na poli ošetřeném pesticidy), ale i těch, kteří

konzumují kontaminované potraviny. Dodejme, že i v zemích, kde jsou nebezpečné pesticidy již zakázány, přetrvávají jedovaté chemikálie v půdě ještě desítky let. Dostanou-li se do vody, mohou poškozovat rozmnožovací soustavu vodních bezobratlých (McLachlan & Arnold, 1996).

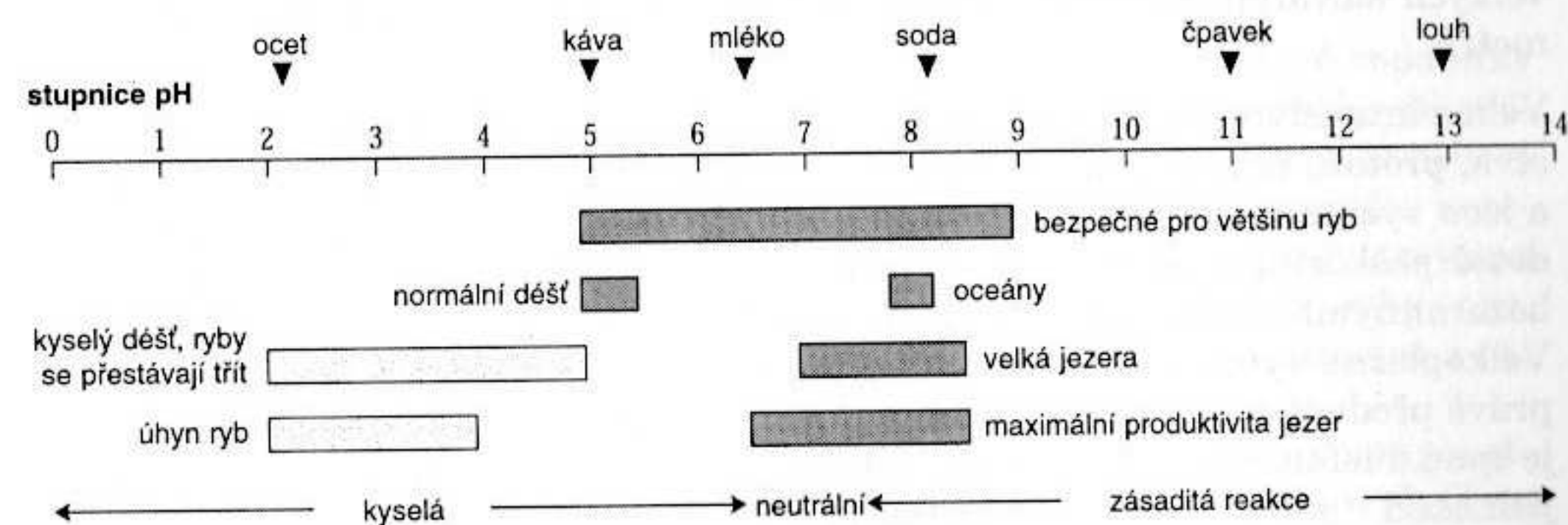
Znečištění vody. Znečištění vody má negativní dopad na lidskou populaci – ubývá potravních zdrojů, jako jsou ryby, měkkýši a koryši, a dochází ke kontaminaci zdrojů pitné vody. Znečištění vody znamená také významný negativní zásah do vodních společenstev. V USA je ohroženo mnoho druhů ryb a sladkovodních mlžů; v 90 % případů je to právě následkem znečištění vody (Wilcove et al., 1998). Řeky, jezera a oceány jsou používány jako otevřené stoky pro průmyslový odpad a kanalizační splašky. Pesticidy, herbicidy, ropné odpady, těžké kovy (hlavně rtuť, olovo a zinek), detergenty a průmyslový odpad, to vše může zabíjet nebo vážně poškozovat organismy žijící ve vodním prostředí. Rostoucím zdrojem znečištění v pobřežních oblastech je vypouštění živin a chemikálií z chovných farem lososů a krevet (Naylor et al., 1998). Na rozdíl od odpadů vypouštěných v terestrickém prostředí, majících především lokální dopad, může být toxický odpad ve vodním prostředí roznášen proudy a difundovat do rozsáhlých oblastí. V organismech, které získávají potravu filtrováním velkého množství vody, se mohou toxické chemikálie soustředit v letálním množství dokonce i v případě, kdy v okolním prostředí je jen velmi nízká koncentrace jedovaté látky. Následně jsou jedovatým látkám vystaveni ptáci a savci, kteří se filtrátory živí.

Dokonce i základní prvky, nutné pro růst rostlin i živočichů, se při vysokých koncentracích mohou stát nebezpečnými polutanty. Dnes je vlivem lidské činnosti každý rok uvolňováno tolik sloučenin dusíku, kolik se ho fixuje ve všech přirozených biologických procesech dohromady. Z kanalizačních splašků, zemědělských a travních hnojiv, detergentů a průmyslové výroby se uvolňují do vody velká množství sloučenin obsahujících dusík a fosfor. Procesy, které následují, se nazývají **kulturní eutrofizace** (cultural eutrophication). I když malé množství těchto sloučenin stimuluje růst rostlin i živočichů, jejich vysoké koncentrace ve vodě vedou k masivnímu a nebezpečnému nárůstu „vodního květu“, což jsou porosty řas (sinic) na vodní hladině. Vodní květ může být tak hustý, že konkurenčně vytlačí ostatní planktonní druhy a zastíní rostliny na dně. Jak vodního květu přibývá, oddělují se jeho spodní vrstvy a klesají ke dnu, kde umírají. Následně se namnoží bakterie a plísně, rozkládající mrtvou hmotu a absorbují všechn dostupný kyslík. Bez kyslíku uhynie mnoho dalších živočichů, v extrémních případech je zde dokonce možné nalézt masu mrtvých ryb plovoucích na hladině. Výsledkem je vyčerpané, prořídle společenstvo vodní nádrže, kde zbyly pouze druhy tolerující silné znečištění a nízkou koncentraci kyslíku. Proces eutrofizace může postihnout i velké mořské systémy, zejména pobřežní oblasti a uzavřené vodní masy, např. Mexický záliv, Severní moře, Baltské moře v Evropě a uzavřené Japonské moře (Malakoff, 1998).

Další nebezpečí pro vodní ekosystémy mohou představovat sedimenty splavené z vytěžených nebo obhospodařovaných svahů. Sediment pokryje ponořené rostliny a jejich zelené části bahnitou vrstvou, tím zamezí přístupu světla a zabrání fotosyntéze, která pak probíhá pouze v menších hloubkách. Kalná voda ztěžuje vodním živočichům vidění a orientaci při vyhledávání potravy. Sedimentová zátěž je nebezpečná především pro mnoho druhů korálů, jež ke svému životu vyžadují křišťálově čistou vodu.

Znečištění ovzduší. Protože celkový objem zemské atmosféry se vymyká jakékoli představě, lidé donedávna předpokládali, že jakékoli do ní vypuštěné materiály se rozptýlí a jejich vliv na atmosféru bude minimální. Dnes však jsou různé typy znečišťování ovzduší natolik intenzivní, že jejich vliv začíná nabývat globálního charakteru.

■ **Kyselý déšť.** Průmyslové podniky, především slévárny a uhelné elektrárny, vypouštějí do ovzduší značná množství oxidů dusíku a síry, která se ve vzduchu mísí s vodními parami a vytvářejí tak kyselinu sírovou a dusičnou. Jen v USA se ročně tímto způsobem dostane do vzduchu asi 40 milionů tun uvedených sloučenin (WRI, 1998). Tyto kyseliny se dostávají do mraků a rapidně tam snižují pH dešťové vody. Kyselý déšť pak snižuje pH půdy a vodních ploch – jezer a rybníků. Vysoká acidita (kyselost) je zhoubná pro mnoho druhů rostlin i živočichů. Jak roste acidita ve vodních nádržích, vymírá mnoho druhů ryb, nebo přinejmenším klesá jejich schopnost se třít (obr. 2.17). Zvýšená acidita vody a její znečištění je vedle zavlečených predátorů, jiných změn ve složení vody, zvýšení intenzity ultrafialového záření a rozšíření exotických nemocí jednou z hlavních příčin dramatického poklesu velikosti populací obojživelníků na celém světě. Většina druhů obojživelníků je závislá na vodních plochách aspoň po část svého životního cyklu. Snížení kvality vody



Obr. 2.17 Stupnice pH ukazující rozsah kyselého prostředí škodlivého pro ryby. Vědecké studie ukazují, že ryby skutečně mizí ze silně acidifikovaných jezer. (Cox, 1993; s použitím dat z U.S. Fish and Wildlife Service)

zvyšuje mortalitu jejich vajíček a larev, a to jak přímo, tak zvýšením jejich náchylnosti k nemocím (Blaustein & Wake, 1995; Halliday, 1998; Alford & Richards, 1999). Mnohé rybníky a jezera v průmyslových zónách na světě ztratily značnou část své druhové bohatosti právě v důsledku kyselých dešťů. Značná část těchto vodních ploch se přitom nachází ve zdánlivě panenských oblastech, stovky kilometrů od velkých zdrojů městského a průmyslového znečištění. Acidifikace je například již zřetelná v 39 % švédských a 34 % norských jezer (Moiseenko, 1994). I když acidita deště mnohde klesá v důsledku lepší kontroly vypouštěných škodlivin, stále zůstává vysoko nad normálními hodnotami (Kerr, 1998).

- **Produkce ozonu a ukládání dusíku.** Automobily, elektrárny a průmyslové podniky vypouštějí uhlovodíky a oxidy dusíku jako odpadní produkty. Působením sluneční energie z nich v atmosféře vzniká ozon a jiné sekundární chemické produkty, souborně nazývané **fotochemický smog** (photochemical smog). Ozon ve vysokých vrstvách atmosféry je nezbytný pro filtrování škodlivého ultrafialového záření, ale jeho vysoké přízemní koncentrace ničí rostlinná pletiva – zvyšují jejich křehkost; tím poškozují přírodní společenstva a snižují výnosy polních plodin. Pokud jsou sloučeniny dusíku z atmosféry přesunuty deštěm nebo prachem do půdy, vede to mnohdy k toxickým koncentracím těchto živin, což může poškozovat či měnit složení mnohých společenstev kdekoli na světě. Ozon a smog jsou při vdechování škodlivé pro lidi i zvířata, takže jejich kontrola a omezování prospívá jak lidskému zdraví, tak biologické diverzitě.

- **Toxické kovy.** Z olovnatého benzínu, při různých pracovních postupech ve slévárnách, v dolech a při jiných průmyslových aktivitách se uvolňuje velké množství olova, zinku a jiných toxických kovů do atmosféry. Tyto prvky bezprostředně škodí rostlinám i živočichům. Jejich vliv je jasně zřetelný v okolí velkých sléváren, kde bývá zničen veškerý život do vzdálenosti mnoha kilometrů.

Velice intenzivně se studuje vliv atmosférického znečištění na lesní společenstva, protože mají značný ekonomický význam jako zdroj dřeva, pro rekreaci a jsou významné při ochraně vodních zdrojů. Všeobecně se uznává, že kyselé deště poškozují a oslabují četné druhy lesních stromů, které se tak stávají bezbrannými vůči útokům škůdců, dřevokazných hub a nemocí (obr. 2.18). Velkoplošné vymírání lesů po celé Evropě a na východě USA je připisováno právě především kyselým dešťům a jiným složkám znečištění atmosféry, jako je spad dusíku a působení ozonu. Jakmile v lese vyhynou stromy, následují jejich osud i další druhy. I v případech, kdy nedojde k úplnému zničení společenstva, může dojít ke změně jeho druhového složení tím, že jsou eliminovány jeho méně odolné druhy. Například lišejníky – symbiotické organismy tvořené houbou a řasou, které jsou schopny přežít i v těch nejdrsnějších klimatických podmínkách – jsou obzvláště náchylné ke znečištění ovzduší.

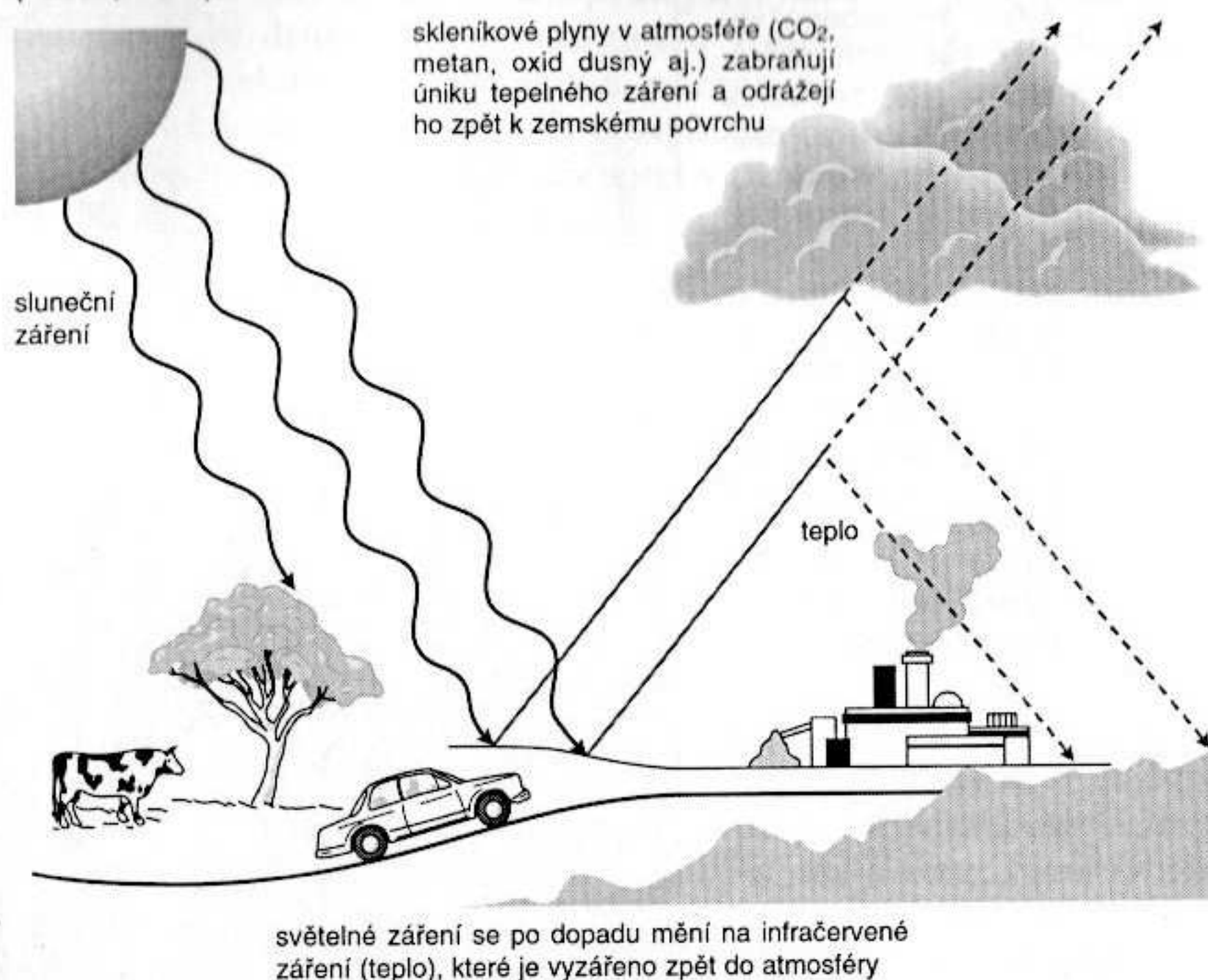
Obr. 2.18 Lesy na celém světě vykazují známky odumírání, které je částečně způsobeno vlivem kyselých dešťů, nadměrné depozice dusíku a síry a působením přízemního ozonu. Přežívající stromy jsou mnohem náchylnější k poškození hmyzími škůdci, chorobami a suchy. S takto mrtvým lesem se můžete setkat v České republice např. v Národním parku Šumava (na snímku), v Krušných nebo Jizerských horách. (Foto Z. Křenová)



Míra znečištění ovzduší v Evropě a v Severní Americe nyní klesá, ale nadále roste především v mnoha zemích Asie, kde působí vysoká hustota počtu obyvatelstva, která se nadále zvyšuje, a nástup průmyslové revoluce. Mezi názorné příklady potenciálních hrozeb pro biologickou diverzitu patří silná závislost průmyslu Čínské lidové republiky na uhlí s vysokým obsahem síry a rapidní vzrůst počtu automobilů v jihovýchodní Asii. Odhaduje se, že produkce oxidu siřičitého v této oblasti se během let 2000–2020 zdvojnásobí (WRI, 1998). Naděje do budoucna spočívá v automobilech se sníženou produkcí emisí, rozvoji hromadné dopravy, zvýšení účinnosti odsiřovacích zařízení v továrních komínech a snížení spotřeby energie zvýšením účinnosti spotřebičů. Mnohé z toho se již počíná realizovat v některých evropských zemích a v Japonsku.

Globální změna klimatu. Oxid uhličitý, metan a jiné vzácné plyny v atmosféře propouštějí sluneční paprsky, které pak ohřívají zemský povrch. Tyto takzvané **skleníkové plyny** (greenhouse gases) fungují stejně jako sklo ve skleníku – propouštějí sluneční paprsky, ale teplo, které by jinak bylo vyzářeno ven, odrážejí zpět. Zpomalují tak ochlazování Země vyzařováním tepla do vesmíru (obr. 2.19). Čím je koncentrace těchto plynů vyšší, tím hůře může teplo unikat a tím vyšší je teplota zemského povrchu. Tento jev se nazývá

Obr. 2.19 Při skleníkovém efektu tvoří plyny a vodní páry okolo Země vrstvu, která působí jako stěny skleníku; nepropustí ven teplo, jež se pak akumuluje při zemském povrchu. (Gates, 1993)



skleníkový efekt (greenhouse effect). Ten umožnil vznik života na Zemi – bez něj by totiž teplota na povrchu Země byla tak nízká, že život zde by nebyl možný. Dnešním problémem však je, že koncentrace skleníkových plynů vzrostly následkem lidské činnosti natolik, že to podle mnohých vědců již ovlivňuje globální klima na Zemi. Termín **globální oteplování** (global warming) je v této souvislosti používán pro skleníkový efekt způsobený lidskou činností.

Během posledních 100 let neustále vzrůstají koncentrace oxidu uhličitého (CO_2), metanu a jiných vzácných plynů, a to především v důsledku spalování fosilních paliv, jako je uhlí, ropa a zemní plyn (Gates, 1993; IPCC, 1996). Kácení a vypalování lesů za účelem získávání zemědělské půdy a spalování topného dříví též přispívají k zvyšování množství CO_2 . Jeho koncentrace v atmosféře vzrostla během posledních sto let z 290 ppm ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na 360 ppm a odhaduje se, že se zdvojnásobí někdy během druhé poloviny 21. století. I když se nyní objevují snahy o okamžitou radikální redukci obsahu CO_2 v ovzduší, výsledky se projeví až po dlouhé době, neboť každá molekula CO_2 zůstává v atmosféře v průměru asi 100 let, než je přeměněna rostlinami nebo přirozenými geochemickými cykly. Proto bude koncentrace CO_2 růst i nadále.

Mnoho vědců se domnívá, že zvýšené hladiny skleníkových plynů již zemské globální klima ovlivnily a že tyto změny v budoucnu ještě porostou (tab. 2.7). Intenzivní výzkumy prokázaly, že teplota zemského povrchu se během posledního století zvýšila o 0,3 až 0,6 °C (IPCC, 1996; Schneider, 1998). Poslední výzkumy ukazují, že se zvyšuje i teplota vody v oceánech; během posledních 50 let se teplota Atlantského, Tichého a Indického oceánu zvýšila v průměru o 0,06 °C (Levitus et al., 2000). Meteorologové se stále více shodují v tom, že teplota zemského povrchu se během následujícího století zvýší o dalších 1 až 3,5 °C v důsledku zvýšeného obsahu skleníkových plynů v atmosféře. S tím budou spojeny změny v průběhu srážek a častější extrémní výkyvy počasí, jako jsou hurikány, vlny extrémně vysokých teplot, sucha a silné lijáky vedoucí k záplavám. Je velice pravděpodobné, že mnoho druhů nebude schopno se dostatečně rychle přizpůsobit těmto změnám způsobeným člověkem, které nastanou mnohem rychleji než dřívější změny v klimatu.

Tab. 2.7 Některé projevy globálního oteplování

1. Zvýšený výskyt vln veder

Příklad: V červenci 1999 zabily vlny veder v USA 250 lidí; Chicago zaznamenalo rekordní teplotu 48 °C.

2. Zvýšený výskyt sucha a požárů

Příklad: Velká letní sucha v roce 1998 následovaná obrovskými požáry v Indonésii, Střední Americe, jižní Evropě a na jihu Spojených států.

3. Tání horských a polárních ledovců

Příklad: Na Kavkaze mezi Černým a Kaspickým mořem roztála během posledních 100 let polovina všech ledovců.

Příklad: V roce 1999 se zhroutilo 2992 km² předtím stabilního antarktického ledovce.

4. Zvyšování hladiny moří

Příklad: Od roku 1938 byla jedna třetina pobřežních močálů v Chesapeake Bay zatopena stoupající mořskou vodou.

5. Rozšíření nemocí do vyšších nadmořských výšek

Příklad: V roce 1997 umožnily rostoucí teploty rozšíření komárů přenášejících malárii do Keňské vysočiny; ti způsobili smrt stovek lidí.

6. Časnější příchod jara

Příklad: Jedna třetina ptáků v Anglii nyní snáší vejce dříve než před 30 lety, také duby nasazují listy dříve než před 40 lety.

7. Posuny v areálech druhů

Příklad: Dvě třetiny evropských druhů motýlů se nyní nachází 35 až 250 km severněji než před několika desítkami let.

8. Pokles populace

Příklad: Populace tučňáka kroužkového poklesla v souvislosti s odtáváním jejich zaledněného mořského stanoviště za posledních 25 let o jednu třetinu.

Zdroj: Union of Concerned Scientists, 1999

Zatímco detaily globálních změn klimatu jsou předmětem vědeckých diskusí, není pochyb, že vliv tak rychlého vzrůstu teploty na přírodní společenstva bude nesmírný. Například mírná klimatická pásma na severní i jižní polokouli budou posunuta k pólům. Druhy adaptované na opadavé lesy východní části Severní Ameriky budou během 21. století donuceny migrovat o 500–1000 km severněji, aby se udržely ve svém klimatickém pásmu (Davis & Zabinsky, 1992).

Ačkoli obecně rozšířené a snadno se šířící druhy, jako např. velké množství motýlů a migrujících ptáků, mohou být schopné se přizpůsobit těmto klimatickým změnám, druhy s omezeným areálem nebo nízkou schopností se šířit nepochybně vyhynou. Tento proces vymírání bude urychlen fragmentací přirozených stanovišť, která vytvoří překážky k šíření druhů. Zejména druhy, které se v současné době vyskytují izolovaně na horských vrcholech, a ryby v izolovaných jezerech budou obzvlášť náchylné k vyhynutí. Současný systém národních parků a přírodních rezervací nebude moci nadále zajišťovat ochranu druhů a ekosystémů, pro kterou byl vytvořen.

Vlivem vyšších teplot již znatelně tají horské ledovce a ustupuje ledový příkrov pólů. V důsledku tohoto tání se může během následujících 50–100 let hladina moří zvednout o 0,2–1,5 m. Tento vzestup hladiny světových moří způsobí zatopení nízko položených příbřežních mokřadních společenstev a také velkého množství významných obydlených území. Zvláště tam, kde jsou v blízkosti mokřadů vybudována lidská obydlí, silnice a protipovodňové hráze, bude znemožněna migrace zde žijících druhů. Je možné, že vzrůstající hladina moří zničí nebo pozmění 25–80 % pobřežních mokřadů v USA. Většina plochy států s nízko položeným územím, jako je např. Bangladéš, by mohla být během příštích 100 let zatopena. Důkazem, že tento proces již začal, je vzestup hladiny moří o 10–25 cm během posledních 100 let, způsobený pravděpodobně globálním oteplováním.

Stoupající hladina moří bude potenciálním nebezpečím pro celou řadu druhů korálů, které rostou v určité optimální hloubce s ideální kombinací světla a proudu. Některé korálové útesy nebudou schopné růst dostatečně rychle, aby si při vzrůstající hladině moře udržely optimální polohu, a vlastně se postupně potopí. Jejich extinkci může ještě urychlit současný vzrůst teploty vody v oceánech (Wilkinson et al., 1999). Abnormálně vysoká teplota vody v Indickém a Tichém oceánu v roce 1998 vedla k úhynu symbiotických řas žijících v korálech a tyto doslova vybělené korály trpěly masivní mortalitou, která byla v Indickém oceánu odhadnuta na 70 %.

Globální klimatické změny a vzrůstající hladina atmosférického CO₂ se mohou stát příčinou silné restrukturalizace přírodních společenstev s upřednostněním druhů schopných rychle se adaptovat na nové podmínky (Bazzaz & Fajer, 1992). Existuje stále více důkazů, že tyto změny již nastávají; areály některých druhů ptáků a motýlů se posouvají k pólům a reprodukce nastupuje v jarním období časněji (tab. 2.7) (Thomas & Lennon, 1999; Parmesan et

al., 1999). Protože následky globálních změn klimatu jsou tak dalekosáhlé, je nutné podnět v budoucnosti důkladně monitorovat, stejně tak jako společenstva a funkce ekosystémů. Při zakládání nových národních parků bude třeba brát v úvahu rozsáhlý výškový gradient a severojižní migrační cesty, které pomohou přežít jednotlivým druhům i celým společenstvům.

Další strategií bude umístit izolované populace vzácných a ohrožených druhů na nové lokality s vyšší nadmořskou výškou a blíže k pólům, kde budou moci přežít a prosperovat.

Je nutno zdůraznit, že globální změny klimatu budou mít enormní dopad i na světovou ekonomiku. Bude nutno přemístit rozsáhlé zemědělské oblasti, pro ochranu příbřežních měst se budou muset vybudovat obrovské hráze, lidé na celém světě budou vystaveni stále častějším a silnějším bouřím a vlnám veder a sucha. Jako obvykle budou nejhůře postiženi chudí lidé v rozvojových zemích, a to jak ztrátou úrody, tak i odplavením domů během povodní, vysycháním studní a novými chorobami, které budou zabíjet jejich děti. Jak přírodní společenstva, tak i lidské populace budou v konečném důsledku platit za naši neschopnost vážně se zabývat problémem globálních klimatických změn.

Zájem o globální změny klimatu však nemůže odvést naši pozornost od rozsáhlé destrukce přirozených stanovišť, která zůstává hlavní příčinou vymírání druhů. Mezi nejdůležitější a bezprostřední priority v ochraně přírody stále patří ochrana nedotčených společenstev před zničením a obnova společenstev degradovaných.

Nadměrné využívání zdrojů

Lidé si vždy opatřovali potravu a další zdroje potřebné k přežití v přírodě. Už v předindustriálních komunitách vedla intenzita využívání často k poklesu a vymizení místních druhů. Například obřadní oděv, který nosili havajští králové, byl vyroben z peří šatovníků rodu *Drepanis*. Na jeden oděv bylo spotřebováno 70 000 ptačích per tohoto dnes již vyhynulého taxonu. Obecně však lze říci, že po dlouhou dobu, kdy byla lidská populace malá a způsoby získávání obživy poměrně málo dokonalé, mohli lidé lovit zvířata a sbírat rostliny v jejich přirozeném prostředí, aniž by jejich existenci výrazně ohrozili. Se vzrůstem lidské populace se však tato situace mění.

Místo foukaček, oštěpů nebo šípů se nyní k lovení v tropických deštných leších a savanách používají pušky. Vlivem účinnějších metod lovu se snížil počet velkých savců, což mělo za následek vznik „prázdných“ stanovišť (Redford, 1992). Redukce potravní nabídky způsobená lidmi vedla také ke snížení počtu dravců. Je odhadováno, že následkem lidského působení je v USA ohrožena téměř čtvrtina druhů obratlovců a přibližně polovina druhů savců (Wilcove et al., 1998; Wilcove, 1999). Pomocí výkonných motorových rybářských lodí a plovoucích továren na zpracování ryb lze získávat ryby ze všech světo-

vých oceánů. Drobní rybáři mohou – díky motorům připevněným na kanoe nebo čluny – lovit na mnohem větším území, než bylo možné kdykoli předtím.

V tradičních společnostech existují často omezení chránící před přečerpáním přírodních zdrojů, jako např. přísná kontrola práv na sběr produktů ve zvláštních územích, zákaz zabíjení samic, mláďat a nedorostlých jedinců, zákaz lovu a sběru v určitém území, v určité roční a denní době, nepovolení určitých výkonných způsobů lovu a sběru. Tato omezení dovolují původním obyvatelům dlouhodobě udržitelným způsobem využívat společné zdroje. Přísná omezení rybářského průmyslu mnoha vyspělých zemí jsou jim velmi podobná (Freese, 1997).

V současné době jsou světové zdroje vyčerpávány stále vyšší rychlostí. Jestliže existuje poptávka po určitém produktu, je pochopitelné, že místní obyvatelé jej budou vyhledávat a prodávat. Lidé se snaží zbohatnout a jsou k tomu často ochotni používat jakýchkoli prostředků. To platí tím více, pokud jsou chudí a hladoví a nemají prostředky k uspokojení vlastních potřeb. Někdy se domorodé komunity rozhodnou prodat svá práva na přírodní zdroje, jako je les nebo území vhodné pro těžbu nerostných surovin, aby za získané peníze nakoupily nezbytné věci. Na venkově byla oslabena tradiční regulace získávání přírodních zdrojů vlivem výrazné lidské migrace, občanských nepokojů či válek, takže v některých oblastech kontrola přestala existovat úplně. V zemích s častými občanskými válkami, jako je např. Somálsko, bývalá Jugoslávie, Demokratická republika Kongo a Rwanda, se mezi lidmi zvýšil počet střelných zbraní a snížila se distribuce potravin. V takové situaci pak dochází k nadměrnému hubení velkých zvířat, jejichž maso lze využít; lovci se přemísťují do bohatších lovišť, národních parků a blízko migračních cest. Vzniká „prázdný les“ – území převážně s nenarušenými rostlinnými společenstvy, avšak s velkým nedostatkem společenstev živočišných (Robinson et al., 1999).

Nadměrné využívání zdrojů se často objevuje ve spojitosti s poptávkou po dřívě nečerpaných nebo jen místně využívaných zdrojích. Jedním z mnoha typických příkladů je mezinárodní obchod s kožešinami, který dramaticky zredukoval počet takových druhů, jako jsou činčila, vikuňa, mořská vydra a mnohé kočkovité šelmy. Povolený i nezákonný obchod s divokými zvířaty a rostlinami je vinen poklesem počtu mnoha jiných druhů (Poten, 1991; Hemley, 1994); množství sbíraných mořských měkkýšů, motýlů, tropických rybek pro akvaristy, orchidejí, kaktusů a dalších rostlin se pouze snaží uspokojovat vysokou poptávku (tab. 2.8).

V mnoha případech jsou příčiny nadměrného využívání zdrojů všeobecně známé. Postup je jednoduchý; po objevení zdroje ho lidé okamžitě začnou čerpat, těží jej a prodávají. Daný zdroj je využíván, dokud se nestane vzácným nebo než vyhyne, a obchod se pak přeorientuje na jiný druh nebo jiné území. Velmi dobrým příkladem je komerční rybolov, při němž se loví jeden druh po druhém tak dlouho, dokud je to výnosné. Dřevařské těžební společnosti se

Tab. 2.8 Hlavní skupiny, na které je zaměřen celosvětový obchod s divoce žijícími organismy.

Skupina	Počet obchodů za rok*	Poznámka
Primáti	25–30 tisíc	Většinou pro biomedicínský výzkum; také jako domácí mazlíčci, zvířata v zoologických zahradách, cirkusech a soukromých sbírkách.
Ptáci	2–5 milionů	Domácí mazlíčci a zvířata v zoologických zahradách. Většinou stromoví ptáci, také ilegální obchod s papoušky.
Plazi	2–3 miliony	Domácí zvířátka a zvířata v zoo. Také 10–15 milionů surových kůží. Jsou využíváni ve více než 50 milionech výrobků. (Většinou pocházejí z přírody a stále častěji z farem.)
Okrasné ryby	500–600 milionů	Většina mořských okrasných ryb pochází z volné přírody a bývá odchycena nezákonnými metodami, které ničí ostatní živočichy a okolní korálové útesy.
Korálové útesy	1000–2000 tun	Útesy jsou destruktivně těženy pro výzdobu akvárií a pro korálové klenotnictví.
Orchideje	9–10 milionů	Přibližně 10 % mezinárodního obchodu pochází z volné přírody, někdy jsou úmyslně špatně označovány kvůli obcházení předpisů.
Kaktusy	7–8 milionů	Přibližně 15 % obchodovaných kaktusů pochází z volné přírody, velkým problémem je pašování.

Zdroj: Hemley, 1994; Fitzgerald, 1989

* S výjimkou korálů se jedná o počet jedinců.

často chovají obdobně – vytěží všechny nejcennější dřeviny a ponechají pouze méně hodnotné druhy. Také lovci se vydávají na lov zvěře stále dál od svých vesnic a táborů.

Mnoho literatury v oblasti péče o volně žijící zvěř, rybolovu a lesnictví se věnuje tématu **maximálního udržitelného výnosu** (maximum sustainable yield, MSY). Ten charakterizujeme jako největší množství zdroje, které lze získat každý rok, aniž by časem došlo k jeho vyčerpání. Je to maximální konstantně těžené množství, které je daná populace ještě schopna plně nahradit svým přirozeným růstem (Bodmer et al., 1997). K odhadování maximálního udržitelného výnosu se používají výpočty vycházející z rychlosti růstu populace a únosnosti prostředí. Ve vysoce kontrolovaných situacích, jako je lesní výsadba, kde jsou zdroje snadno kvantifikovány, lze maximálního udržitelného výnosu dosáhnout. Avšak v mnoha reálných situacích je tomu jinak. Nekontrolované využívání přírodních zdrojů vede v případě divokých zvířat k jejich rapidnímu poklesu (Ludwig et al., 1993; Mace & Hudson, 1999).

Příkladem může být rybářský průmysl, jenž používá uvedené výpočty k prosazování myšlenky, že lov tuňáka obecného (*Thunnus thynnus*) může být udržen na současné úrovni, i když v posledních letech populace klesla o 90 % (Safina, 1993). K uspokojení místních obchodních záměrů a udržení pracovních míst povolují vlády často příliš vysoký odlov, jenž má za následek nevratné poškození zdrojů. Nezákonný rybolov a porušování mezinárod-

ních konvencí, jako je lov velryb a rybolov v antarktických vodách, ústí v další plnění zdrojů, které není zahrnuto v oficiálních zprávách. Významnou složku úlovku též tvoří úlovek vedlejší, složený z necíleně nalovených mořských organismů (malí kytovci apod.). Dalším problémem je velikost úlovku, která v praxi zůstává konstantní i tehdy, když množství zdroje kolísá. Jestliže je tedy vlivem nepříznivých klimatických podmínek rybí obsádka malá, může běžný lov během roku zredukovat nebo úplně zničit lovné druhy ryb.

Druhy migrující mezinárodními vodami je velmi těžké lovit trvale udržitelným způsobem, jelikož existují problémy ve spolupráci mezi jednotlivými státy a také monitorování těchto druhů je značně obtížné. Vlády však začaly uzavírat lovné oblasti kvůli obnově populací ryb a záchraně před úplným zničením. I z toho je vidět, že modely udržitelného výnosu jsou často ve skutečnosti neuplatnitelné.

Nadějí pro mnoho přelovených druhů je, že se stanou velmi vzácnými, jejich lov se stane komerčně nevýhodným, a tím dostanou šanci zvýšit své počty. Populace mnoha druhů, jako jsou třeba nosorožci a některé kočkovité šelmy, však mohou být už zdecimovány natolik, že je již nebude možné obnovit. V některých případech totiž vzácnost může zvýšit poptávku – jestliže se nosorožci stanou vzácnými, cena jejich rohu na černém trhu vzroste. Chudí lidé z rozvojových zemí budou ještě intenzivněji dohledávat poslední zbytky ohrožených rostlinných a živočišných druhů, aby je prodali a mohli uživit své rodiny. Hledání způsobů, jak v takových situacích zachránit zbývající jedince, je prvořadým úkolem pro ochránce přírody.

Jedním z nejaktuálnějších problémů záchrany ohrožených druhů je otázka kytovců. Kytovci mají oproti jiným druhům tu výhodu, že k nim lidé chovají určitou citovou náklonnost. Po krutém zjištění, že mnoho druhů velryb bylo přeloveno, zakázala Mezinárodní velrybářská komise (IWC) v roce 1986 jejich komerční lov. Zbytky některých druhů jako plejtvák obrovský (*Balaenoptera musculus*) a velryba biskajská (*Eubalaena glacialis*) jsou daleko pod hranicí původních počtů, i když byly chráněny od roku 1967, resp. 1935 (Myers, 1993). Populace ostatních druhů jako plejtvákovec šedý (*Eschrichtius robustus*) se zdají být ve stadiu obnovy (tab. 2.9). Za pomalé obnovování populací některých druhů může pokračující nezákonný lov, který je spolu s dalšími faktory zodpovědný za jejich nepřírozenou úmrtnost. Například velryba biskajská se často stává obětí kolize s loděmi, což je problém i ostatních druhů žijících ve stádech. Také Japonsko se svou dlouhou tradicí v lovu velryb pokračuje navzdory zákazu v lovu plejtváka malého a lokální rybářství v rozvojových zemích často loví další malé kytovce (Taylor & Dunstone, 1996). Daleko důležitějším problémem však je, že se každý rok udusí tisíce delfínů a zatím neznámé množství velryb, když se zamotají do sítí na tuňáky, tresky a další komerční druhy ryb. Úsilí o nápravu metod lovu, aby byly šetrné k delfínům, bylo jen částečně efektivní a způsobilo rozladění v obchodních stycích mezi jednotlivými zeměmi.

Tab. 2.9 Světová populace velrybích druhů lovených člověkem

Druh	Počet před lovem*	Současný počet
Kosticovci		
Plejtvák obrovský	200 000	9 000
Plejtvák malý	140 000	850 000
Plejtvák severní	100 000	55 000
Plejtvák myšok	475 000	123 000
Plejtvákovec šedý	23 000	21 000
Velryba grónská	56 000	8 200
Keporkak	150 000	25 000
Velryba biskajská	neznámý	1 300
Velryba jižní	100 000	1 500
Ozubení		
Běluha	neznámý	50 000
Narval	neznámý	35 000
Vorvaň	2 400 000	1 950 000

Zdroj: Myers, 1993; Sea World, 2000

* Počty před hromadným odlovem jsou pouze hrubým odhadem.

Invazní druhy

Hranice zeměpisného rozšíření mnoha druhů jsou vymezeny hlavními ekologickými a klimatickými bariérami. Severoameričtí savci nejsou schopni přelovat Tichý oceán a dostat se na Havaj, ryby z Karibiku nemohou překonat Střední Ameriku a dosáhnout Pacifiku a sladkovodní ryby v africkém jezeře nemají šanci dostat se do jiného, byť i nedaleko ležícího jezera. Oceány, pouště a hory omezují pohyb druhů. Vlivem geografické izolace se v každé z hlavních světových oblastí vydala evoluce odlišnou cestou; např. živočichové a rostliny v oblasti Austrálie a Nové Guineje s vysokým podílem vačnatců, jako jsou klokan a koala, se významně odlišují od sousední oblasti jihovýchodní Asie. Na ostrovech, nejizolovanějších společenstvech, dochází k vývoji jedinečných endemických druhů.

Převážením druhů po celém světě lidé radikálně mění tyto přírodní zákonitosti. V dobách před industrializací lidé při zakládání nových zemědělských oblastí a osad přenášeli pěstované rostliny a domácí zvířata z místa na místo. Evropští mořeplavci vypouštěli na neobydlených ostrovech zvířata, jako jsou kozy a prasata, aby si zajistili potravu při dalších návštěvách. V moderních dobách bylo úmyslně i náhodně zavlečeno obrovské množství druhů do oblastí, kde nejsou původní (Drake et al., 1989; Vitousek et al., 1996). Mnoho druhů bylo zavlečeno z následujících důvodů:

■ *Kolonizace Evropy.* Evropští osadníci přijíždějící do nových kolonií vypustili stovky evropských ptáků a savců v oblastech jako Nový Zéland, Austrálie a jižní Afrika, aby jim krajina připomínala domov a poskytovala příležitost k lovu.

■ *Zahradnictví a zemědělství.* Velké množství druhů rostlin bylo do nových oblastí přivezeno a pěstováno jako okrasné květiny, zemědělské plodiny nebo trávy pastvin. Mnoho těchto druhů uniklo z cíleného pěstování a stalo se součástí místních společenstev.

■ *Náhodný transport.* Druhy jsou lidmi často přeneseny neúmyslně; mezi běžné případy patří semena plevelů, která jsou náhodně sklizena spolu s komerčními semeny a zaseta v nových oblastech, krysy a hmyz převezené loděmi a letadly, nemoci a parazitické organismy přenášené spolu s jejich hostitelskými druhy. Lodě často převážejí exotické druhy v jejich originální půdě; hlína vysypaná v přístavech obsahuje plevelná semena a půdní hmyz, voda pak řasy, bezobratlé živočichy a malé ryby. Například voda vypouštěná z lodí v zátocě Coos Bay v Oregonu obsahovala 367 mořských druhů pocházejících z japonských vod (Carlton & Geller, 1993).

Velká většina druhů, které se dostanou mimo oblast svého přirozeného výskytu vlivem lidské činnosti, se v nových oblastech neusadí, protože toto prostředí nesplňuje jejich nároky. Určité procento druhů je však schopné se v nových oblastech usídlit a mnohé z nich se mohou stát **invazními druhy** (invasive species) – druhy zvyšujícími své zastoupení ve společenstvu na úkor druhů původních (box 2.3). V konkurenci o limitující zdroje mohou tyto exotické druhy vytlačit druhy původní. Zavlečené živočišné druhy mohou lovit druhy původní až do jejich úplného vyhubení, nebo změni prostředí takovým způsobem, že původní druhy v něm nejsou schopny nadále přežít. Invazní exotické druhy představují hrozbu pro 49 % ohrožených druhů USA s obzvláště těžkým dopadem na ptáky a rostlinné populace (Wilcove et al., 1998).

Mnoho oblastí na světě je invazními druhy silně postiženo (box 2.4). Spojené státy mají v současné době mnoho exotických druhů: více než 70 druhů ryb, 80 druhů měkkýšů, 2000 druhů rostlin a 2000 druhů hmyzu (obr. 2.20). V mnoha mokřadech Severní Ameriky dominují exotické trvalky – druh kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*), původem z Evropy, dominuje v bažinách na východě Severní Ameriky, zatímco japonský zimolez (*Lonicera japonica*) vytváří husté houštiny v nížinách na jihovýchodě USA. Úmyslně vypuštěné druhy hmyzu jako včela medonosná (*Apis mellifera*) a čmeláci (*Bombus* spp.), ale i druhy zavlečené náhodně, např. červení mravenci (*Solenopsis saevissima* subsp. *richteri*) a africké včely (*A. mellifera* subsp. *adansonii* nebo *A. mellifera* subsp. *scutella*), mohou vytvářet obrovské populace. Tyto invazní druhy mohou populace původních hmyzích druhů v oblasti zdecimovat až úplně eliminovat (Porter & Savignano, 1990). V určitých lokalitách jižní části USA se po invazi exotických červených mravenců snížila rozmanitost hmyzích druhů o 40 %.

BOX 2.3 Zákonitosti rostlinných invazí

Všechny invazní druhy patří mezi druhy **nepůvodní** (zavlečené, introdukované, exotické, adventivní) a v zájmovém území (v našem případě ČR) se ocitly v důsledku činnosti člověka. Rostliny samozřejmě mění hranice svého rozšíření i přirozenou cestou, bez přispění člověka, ale v takovém případě mluvíme o migracích, nikoli o invazích.

Při rozhodování, zda je určitý druh v nějakém území původní, nebo ne, máme k dispozici pouze dvě kritéria, jež nám poskytnou jistotu: fosilní nález, který prokazuje jistou původnost druhu, a historický záznam o zavlečení, který naopak svědčí o nepůvodnosti. Avšak situace obvykle nebývá až tak beznadějná, neboť máme k dispozici řadu pomocných kritérií. Můžeme se podívat, na jakých stanovištích rostlina roste – „podezřelé z nepůvodnosti“ jsou ty, které jsou silně vázány na člověka, rostliny, jež úspěšně invadují u sousedů, případně jinde ve světě, nebo druhy, které u nás rezignovaly na pohlavní rozmnožování (zpravidla nuceně, protože je tu příliš chladno na tvorbu semen, nebo se k nám dostalo jen jedno pohlaví).

Za **původní** bývá tedy považován pouze druh, jehož výskyt v území nemá nic společného s činností člověka. Tuto definici je však třeba upřesnit dvěma dodatky. Pokud člověk rozšířil nějaký druh ještě před počátkem neolitu (v našich končinách zhruba před 7–8 tisíci lety), považujeme jej také za původní, neboť do té doby byl člověk přirozenou součástí přírody a jeho vliv na šíření rostlin se nelišil od vlivu ostatních velkých savců. Také často uváděné evoluční kritérium, že původní je druh, který v daném území vznikl, je nutno doplnit, protože vyskytoval-li se zde před poslední dobou ledovou nebo během ní, nelze jej mít za původní; klimatické podmínky byly totiž úplně jiné, než máme dnes.

Složitá problematika s sebou vždy nese složitou klasifikaci; máme mnoho takových systémů a ve střední Evropě většinou staví na tom, zda byl druh zavlečen úmyslně, nebo neúmyslně, na stupni jeho zdomácnění (zejména zda proniká nejen do narušené, ale i polopřirozené domácí vegetace) a na době zavlečení. Právě podle posledního kritéria se dělí naše neúmyslně introdukované rostliny na **archeofyty**, zavlečené do roku 1492, a **neofyty**, jež nás svou přítomností poctily až po tomto datu.

Rostliny se po zavlečení v nových teritoriích chovají různě – některé se neuchytí a už o nich neuslyšíme, jiné tu s námi zůstanou a některé nám dají co proto. Popsat toto chování a dát mu určitý formální rámeček je velmi důležité i z praktického hlediska. Proto se v poslední době objevují v odborném tisku snahy o co nejpřesnější vymezení. V rámci takzvaného Globálního programu potlačování invazních druhů, ve kterém spojili síly odborníci z celého světa, byly k užívání doporučeny definice, založené na jednoduchém konceptu.

Invaze je vnímána jako proces, během něhož zavlečený druh překonává různé překážky, a jednotlivé fáze tohoto procesu lze tudíž definovat pomocí bariér, jež se tomu kterému druhu podařilo překonat.

Zavlečení neboli **introdukce** znamená, že druh překonal hlavní geografickou bariéru prostřednictvím člověka. Mnohé druhy pak přežívají jako **přechodně zavlečené** (anglicky „casuals“) – mohou se po určité době i rozmnožovat, ale jejich přítomnost v území nikdy nepřestane být závislá na opakovaném zavlečení člověkem.

Druhy, které se v novém prostředí dokážou reprodukovat bez přímého přispění člověka, považujeme za **naturalizované** neboli **zdomácnělé** (u nás je to řada polních plevelů a ruderalních rostlin). Z nich se pak rekrutuje skupina druhů **invazních**, jejichž základní vlastností je schopnost se šířit na větší vzdálenosti, obsazovat dosažené lokality, pronikat na narušená či přirozená stanoviště a vytlačovat z nich domácí vegetaci.

U několika našich domácích druhů rostlin, které se v současné člověkem narušené krajině také šíří, nehovoříme o rostlinách invazních, nýbrž **expanzivních**. Důsledky takové expanze jsou velmi podobné důsledkům šíření rostlin zavlečených.

Richardson, D. M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M. G. Barbour, F. D. Panetta & C. J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions*, Oxford, 6: 93–107.

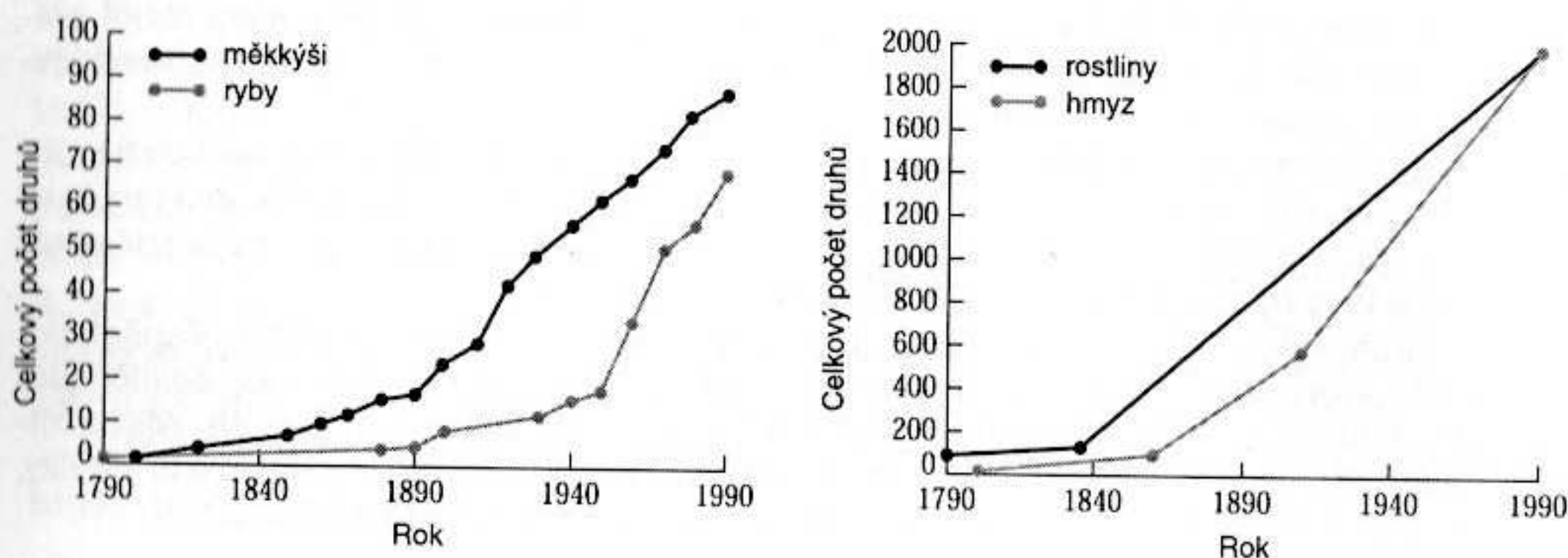
Invazní druhy na ostrovech. Izolovanost ostrovních společenstev podněcuje vývoj množství endemických druhů. Tyto druhy jsou však mimořádně bezbranné vůči druhům invazním. Živočiškové vysazení na ostrovy loví endemické druhy a spásají původní rostliny až na hranici jejich vyhynutí. Zavlečené rostlinné druhy s tuhým a nepoživatelným listovím jsou schopnější koexistence s vysazenými býložravci, jako jsou kozy a dobytek, než původní poživatelné rostliny, takže cizokrajné druhy začnou v krajině převládat a původní vegetace ubývá. Ostrovní živočišné druhy, které jsou adaptovány na společenstva pouze s několika savčími predátory, se stěží brání zavlečeným dravcům, jako jsou třeba kočky a psi. Ostrovní druhy navíc často nejsou přirozeně odolné vůči nemocím pocházejícím z pevniny. Exotické druhy zavlečené na ostrov s sebou většinou přináší patogeny a parazity, kteří jsou relativně neškodní pro přenašeče, ale mohou zdevastovat místní populaci.

Dva příklady ilustrující vliv zavlečených druhů na biotu ostrova:

■ **Rostliny ostrova Santa Catalina.** Čtyřicet osm původních druhů rostlin ostrova Santa Catalina u pobřeží Kalifornie bylo zdecimováno následkem jejich spásání vysazenými kozami a dalšími exotickými živočichy. Odstranění koz v části ostrova vedlo k znovuobjevení několika původních rostlinných druhů.

■ **Ptáci tichomořských ostrovů.** Stromový had *Bōiga irregularis* byl náhodně zavlečen na několik ostrovů v Tichém oceánu, kde poškozují ptačí populace. Had požírá vejce, mláďata i dospělé ptáky; pouze na ostrově Guam bylo 10 endemických ptačích druhů téměř vyhubeno. Návštěvníci si již povšimli, že postrádají ptačí zpěv (Jaffe, 1994).

Obr. 2.20 Počet druhů cizokrajných měkkýšů, ryb, rostlin a hmyzu v USA v průběhu času konstantně roste. (OTA, 1993)

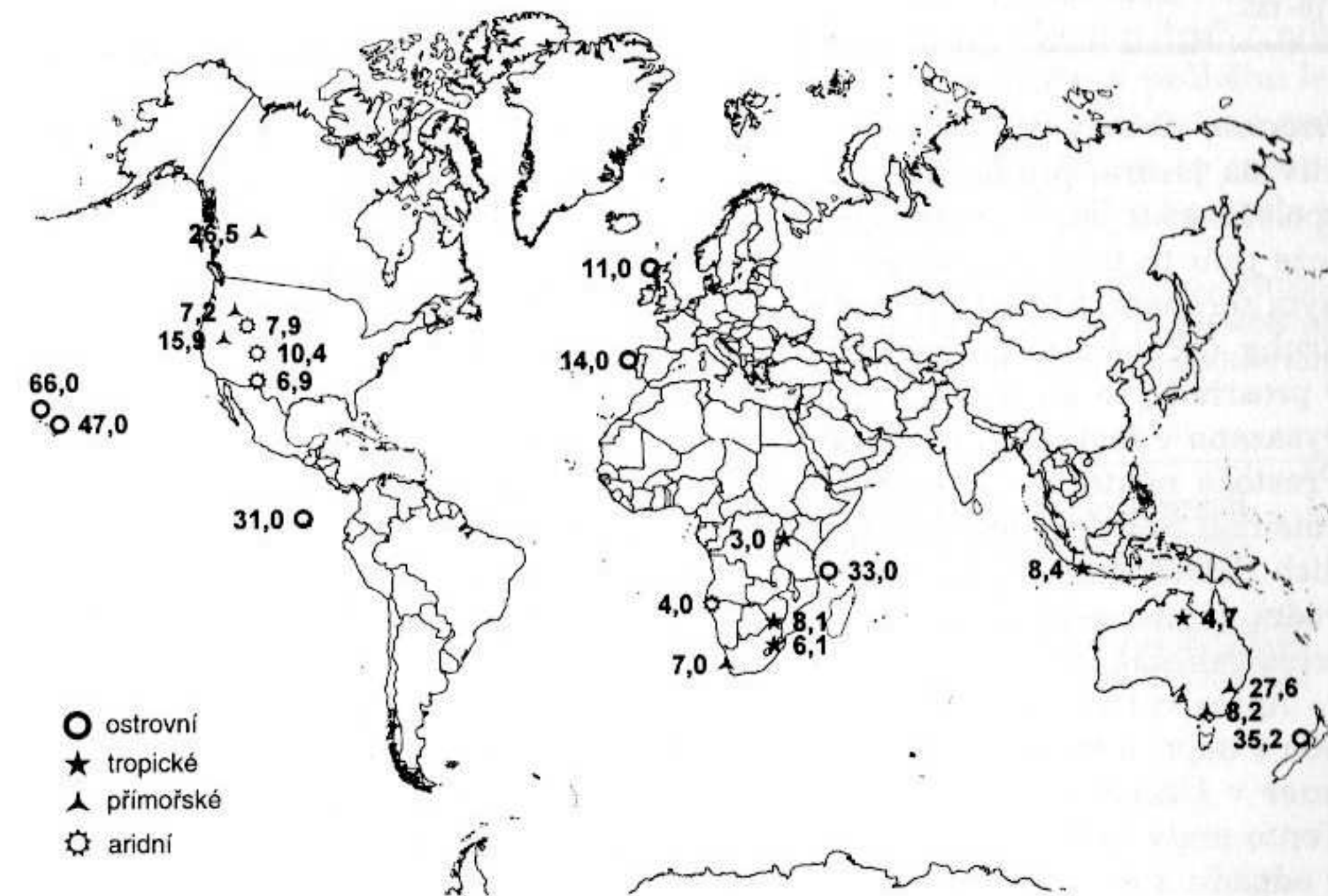


BOX 2.4 Invazní druhy v přírodních rezervacích ve světě

I když invaze hrají v různých částech světa vzhledem k rozdílnému stupni narušení krajiny různě významnou roli, byla v osmdesátých letech věnována pozornost invazním druhům rostlin v chráněných územích (národních parcích, biosférických a jiných rezervacích) prakticky po celém světě (Duffey & Usher, 1988; MacDonald et al., 1989). Z výsledků mnoha studií vyplynulo:

1. rezervace v tropech a v subtropických pouštních oblastech mají kvůli extrémním podmínkám menší zastoupení invazních druhů;
2. situace v temperátních oblastech severní polokoule je méně závažná než na jižní polokouli;
3. nejčastěji jsou invazními druhy kriticky ohrožena původní společenstva ostrovních rezervací.

Vztah mezi mírou synantropizace a velikostí rezervace není jednoznačný, ale zdá se, že aspoň v některých typech biotů platí, že maloplošné rezervace jsou náchylnější k invazím. Zkušenosti ze světa dále ukazují, že nebezpečí pro původní flóru rezervací předsta-



Podíl zavlečených druhů rostlin ve světových rezervacích. Charakter jednotlivých rezervací je rozlišen symboly.

A. Ostrovní rezervace: Rhum (Skotsko) – 11 %; Selvagem Grande (Portugalsko) – 14 %; Campbell (Nový Zéland) – 35,2 %; Galapagos – 31 %; Aldabra (Seychely) – 33 %. Z Havajských ostrovů pocházejí údaje z rezervací Maui – 47 %, Hawaii Volcanoes – 66 % a Kamakou – 38 %.

B. Travinné a lesostepní formace tropických oblastí: Ngorongoro (Tanzanie) – 3 %; Kruger National Park (Jižní Afrika) – 8,1 %; Hluhluwe (Jižní Afrika) – 6,1 %; Baluran (Jáva) – 8,4 %; Kakadu (Austrálie) – 4,7 %.

C. Oblasti s přímořským typem klimatu: kalifornské rezervace Hastings Reserve – 15 %, Sequoia, Mt. Whitney a Kings Canyon – 7,2 % a Pinnacles National Monument – 15,9 %; Jasper Ridge (Britská Kolumbie) – 26,5 %; australské rezervace Myall Lakes (Austrálie) – 8,2 % a Kings Park – 27,6 %; mys Dobré naděje (Jižní Afrika) – 7 %.

D. Pouštní oblasti: Skeleton Coast (Namibie) – 4 %; Organ Pipe Cactus (Arizona) – 6,9 %; Death Valley (Kalifornie) – 7,9 %; Canyonlands and Arches (Utah) – 10,4 %. (Kučera & Pyšek, 1997)

vuje turistický ruch, neboť počet zavlečených druhů průkazně stoupá v závislosti na počtu návštěvníků. Mezi nejdůležitější faktory ovlivňující míru zasažení rezervace invazními druhy patří vzdálenost od měst a komunikací, způsob obhospodařování, tvar rezervace a rozmanitost stanovišť.

Nejdůležitější zobecnění, které lze na základě dat ze světových rezervací učinit, je, že zřejmě neexistují společenstva prostá invazních druhů – v každé z detailně studovaných rezervací byly zaznamenány nějaké invazní druhy (Usher, 1988) a ušetřeny nezůstaly ani rezervace v tropech. Predikce budoucího vývoje se přitom nesou v duchu spíše skeptickým – data, která máme k dispozici, svědčí o tom, že nebudou-li přijata účinná opatření, frekvence zavlékání invazních druhů do přírodních rezervací se bude zvyšovat. Zajímavé jsou konkrétní hodnoty vyjadřující podíl invazních druhů ve flóře rezervací.

Duffey, E. & M. B. Usher (eds.). 1988. Biological invasions of nature reserves. *Biological Conservation* 44: 1–135.
 Kučera, T. & P. Pyšek, 1997. Invazní druhy ve flóře rezervací – současný stav znalostí u nás a ve světě. – *Zpr. Čes. Bot. Společ.* 32, Mater. 14: 81–93.
 MacDonald, I. A. W., L. L. Loope, M. B. Usher & O. Hamann. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. In J. A. Drake et al. (eds.) *Biological invasions: a global perspective*, pp. 215–255. John Wiley and Sons., Chichester.
 Usher, M. B. 1988. Biological invasions of nature reserves: a search for generalisation. *Biological Conservation* 44: 119–135.

Invazní druhy ve vodních biotopech. Exotické druhy mohou mít neblahý vliv na jezera, prameny a dokonce na celý mořský ekosystém. Sladkovodní společenstva jsou si v určitých detailech podobná s oceánskými ostrovy, protože jsou to také izolované lokality, obklopené velmi rozsáhlým neobyvatelným terénem, které jsou bezbranné vůči zavlečení cizokrajných druhů. Rybí druhy určené pro konzumaci a sportovní rybolov bývají často vysazovány v prostředí, ve kterém se přirozeně nevyskytují. Více než 120 druhů ryb bylo vysazeno v mořských systémech, v ústích řek a ve vnitrozemských jezerech. Přestože některá vysazování byla uváženými pokusy ke zvýšení rybolovu, většinou to byl neúmyslný výsledek stavby průplavů a transportu vody v lodích (Baltz, 1991). Často jsou cizokrajné druhy větší a agresivnější než původní fauna a kombinací konkurence a přímé predace mohou tamní ryby zcela vyhubit.

Agresivní vodní exotické druhy zahrnují rostliny, bezobratlé i ryby. Jednou z nejvíce znepokojujících invazí v Severní Americe bylo osídlení Velkých jezer v USA slávičkou mnohotvárnou (*Dreissena polymorpha*) v roce 1988. Tento malý pruhovaný mlž pocházející z Kaspického moře sem byl zavlečen v odpadu z evropského tankeru. Během dvou let dosáhl tento druh v některých částech Erijského jezera hustoty 700 000 jedinců na m² a zahubil tak původní druhy mlžů (Stolzenburg, 1992). Slávička mnohotvárná byla nalezena v Detroitu, Cumberlandu a v řekách státu Tennessee. Jak se druh šíří do jižních oblastí, působí enormní ekonomické škody v rybářství, poškozují hráze, elektrárny a lodě a ničí i všechna vodní společenstva, v nichž se objeví.

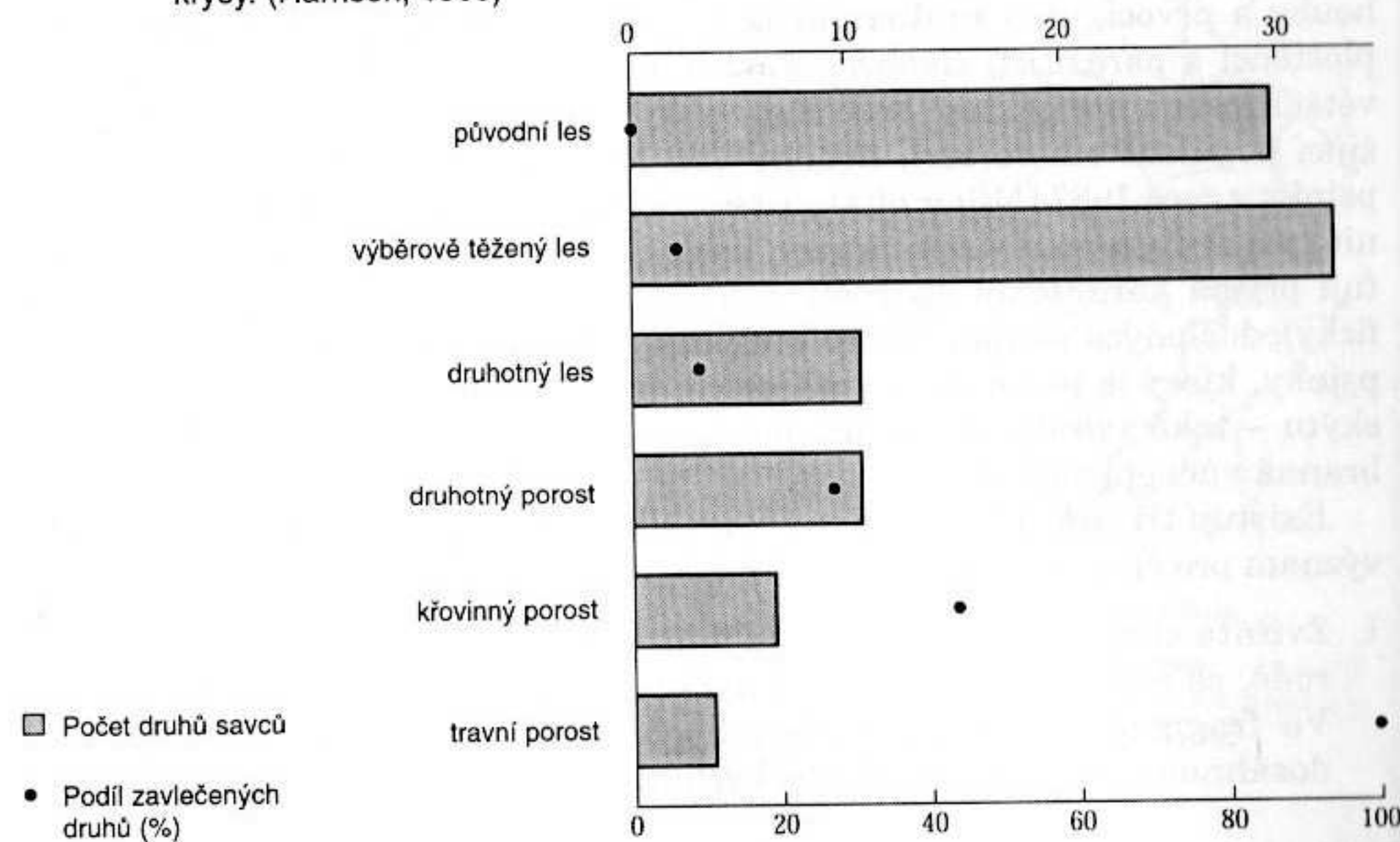
Invazní schopnost exotických druhů. Proč některé exotické druhy tak lehce obsazují nová stanoviště a vytlačují původní druhy? Jedním z důvodů je absence jejich přirozených predátorů, škůdců a parazitů v novém prostředí.

Například králíci zavlečení do Austrálie se nekontrolovatelně rozšířili a spásali rostliny až do úplného zničení původních druhů, protože zde nebyli přirození regulátoři jejich stavu. Snahy o kontrolu jejich počtu se zaměřily na zavedení přirozených nemocí králíků do Austrálie, neboť ty pomáhají udržovat velikost králíčí populace v rozumných mezích i v ostatních částech světa.

Lidská činnost může být příčinou změny přírodních podmínek, např. narušení půdního pokryvu, zvýšený výskyt požárů nebo vyšší množství dopadajícího světla, čemuž se některé exotické druhy přizpůsobují lépe než druhy původní. Nejvyšší koncentraci invazních druhů najdeme často v oblastech, které byly lidskou činností nejvíce pozměněny. Například v jihovýchodní Asii vede pokračující mýcení lesů ke stále se snižujícímu zastoupení původních druhů ve společenstvu (obr. 2.21). Otázka invazních druhů bude představovat stále větší problém s tím, jak porostou změny životního prostředí způsobené lidskými činnostmi, např. znečišťování vody a vzduchu, zemědělství, těžba dřeva, lov ryb a celková změna klimatu.

Invazní druhy jsou považovány za největší hrozbu pro život také v soustavách chráněných území (box 2.5). Pokud jsou v oblasti jen původní druhy, můžeme následky poškozování přirozeného prostředí a znečištění v průběhu let nebo desetiletí napravit, ale odstranit ze společenstva dobře etablované exotické druhy může být téměř nemožné. Invazní exotické druhy se mohou úspěšně namnožit, rozšířit a začlenit do společenstva tak, že jejich kontrola je

Obr. 2.21 Postupná degradace lesů v jihovýchodní Asii kácením a zemědělskou výrobou nejen snižuje počet původních druhů savců, ale také zvyšuje procento zavlečených druhů. Ve finální fázi této sukcese – v savaně – jsou přítomny jen introdukované krysy. (Harrison, 1968)



extrémně složitá a nákladná. Původní druhy stromů Severní Ameriky a Evropy jsou napadány a ničeny zavlečenými druhy hmyzu a hub, které tímto způsobují ohromné škody ekonomice i ekosystémům kontinentů.

Dalším typem invazních druhů jsou ty, které se rozšířily díky tomu, že jim vyhovují změny prostředí způsobené lidmi. V Severní Americe umožnily fragmentace lesů, rozrůstání předměstí a snadný přístup k odpadkům zvýšení počtu a rozšíření kojotů, lišek a racků. Tyto agresivní druhy se rozšiřují na úkor původních druhů, které nedokážou odolávat kompetici a tlaku predátorů. Původní druhy, které dosáhly neobvykle vysoké početnosti, představují další problém při péči o ohrožené druhy a chráněná území.

Některé invazní organismy jsou blízce příbuzné druhům původním. Křížením těchto druhů s původními druhy a varietami mohou být z lokálních populací vyřazeny unikátní genotypy s následným stíráním taxonomických rozdílů (box 1.2). To je hrozbou pro původní druhy pstruhů, které se setkávají s druhy komerčními. Na americkém jihozápadě poškození životního prostředí společně s konkurencí uměle vysazených druhů ryb zredukovalo oblast výskytu pstruha *Oncorhynchus apache*. Některé druhy také splynuly se pstruhem duhovým (*O. mykiss*), rybou uměle vysazovanou pro sportovní rybolov (Dowling & Childs, 1992).

Nemoci

Infekce nakažlivými organismy jsou běžné jak u populací žijících divoce, tak i u těch chovaných v zajetí (Aguire & Starkey, 1994; McCallum & Dobson, 1995). Infekce způsobují **mikroparaziti** (microparasites) jako viry, bakterie, houby a prvoci, ale i **makroparaziti** (macroparasites) jako cizopasní hlísti ploštěnci a parazitičtí členovci. Takové nákazy mohou být samy o sobě největší hrozbou pro některé vzácně se vyskytující druhy. Poslední známá divoce žijící populace tchoře černonohého (*Mustela nigripes*) byla vyhubena virem psinky v roce 1987 (Miller et al., 1996). Jeho odchov v zajetí má hlavně ochránit tato zvířata před virem psinky, lidskými viry a jinými nákazami. To zajišťují přísná karanténní opatření a umísťování chovaných kolonií do geograficky oddělených skupin. Tchoř černonohý zůstává extrémně citlivý na virus psinky, který je přítomný v populacích masožravců na celém území jeho výskytu – také zvířata vypuštěná do volné přírody v roce 1991 zůstávají bezbranná vůči epidemiím.

Existují tři **základní epidemiologické principy** mající zřejmý praktický význam pro chov v zajetí a péči o vzácné druhy:

1. Zvířata chovaná v zajetí, ale i ta žijící v hustých populacích ve volné přírodě, se mohou setkat se zvýšeným tlakem ze strany parazitů a nákaz. Ve fragmentovaných chráněných oblastech mohou populace dočasně dosáhnout až nepřirozeně vysokých hustot, což zvyšuje rychlost přenosu

BOX 2.5 Invazní rostliny v přírodních rezervacích v ČR

V českých rezervacích není situace ještě alarmující, ale rozhodně je na pováženou. Ve 302 rezervacích bylo zjištěno celkem 153 druhů archeofytů a 169 druhů neofytů, což představuje 7,1 %, resp. 7,8 % celkového počtu druhů (dohromady 14,9 %). Zastoupení nepůvodních druhů dramaticky klesá se stoupající nadmořskou výškou, ve které rezervace leží. Průkazný vliv na výskyt nepůvodních druhů má kromě plochy také průměrná lednová teplota, klimatický okresek a vegetační typ, který v rezervaci převládá.

Zajímavý je vztah mezi původními a zavlečenými druhy. Obecně platí, že počet domácích druhů pozitivně ovlivňuje počet zavlečených taxonů, ale vzájemný vztah je složitější. V některých typech společenstev (např. travní společenstva, mokřady) existuje mezi počtem domácích a zavlečených druhů negativní vztah, neboť zde dochází k intenzivnější kompetici ze strany domácí flóry. Tyto biotopy jsou také nejodolnější vůči invazím.

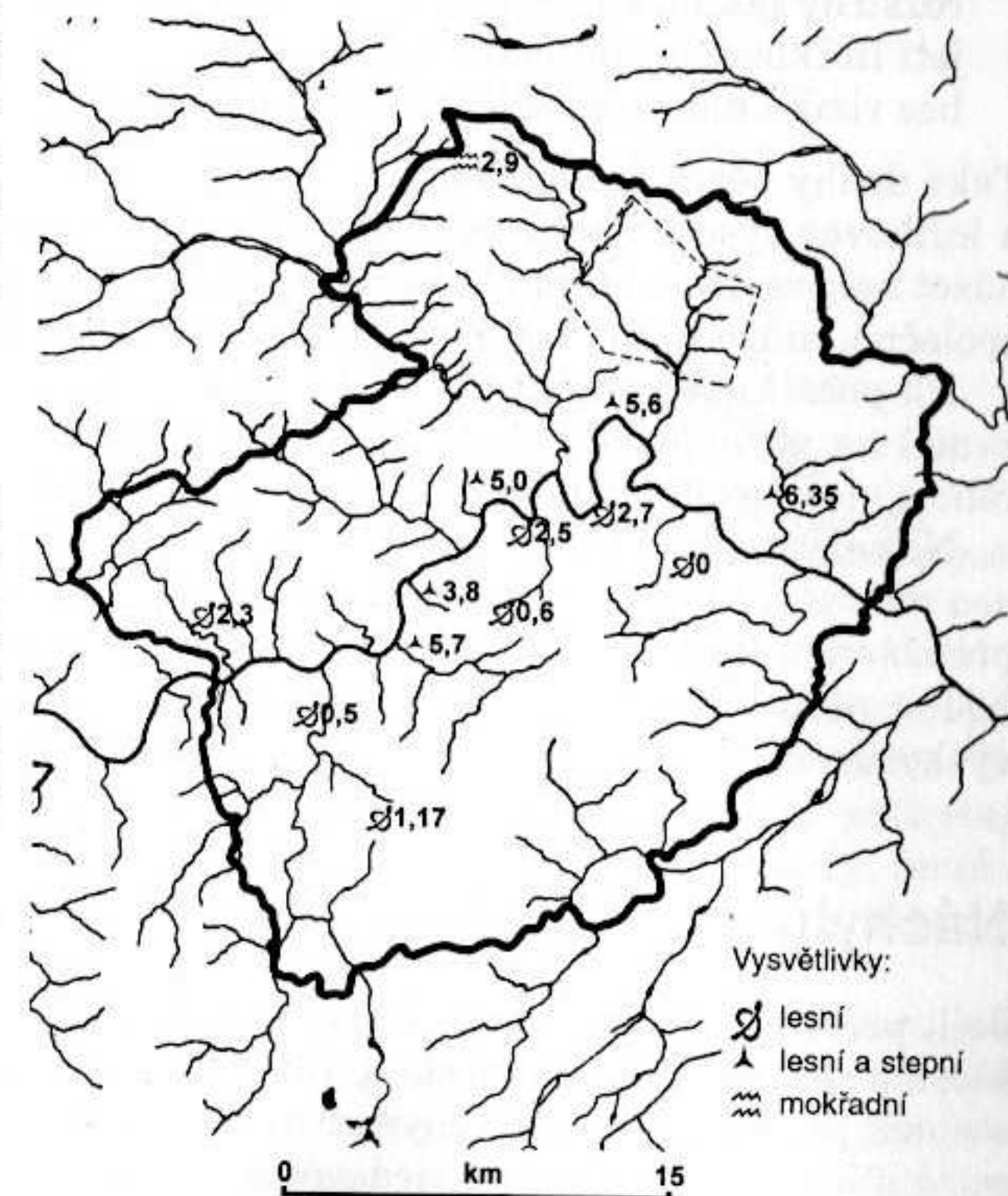
Druhy, které se na naše území dostaly v neolitu, jsou s domácí flórou častěji v konkurenčním vztahu než druhy nově zavlekané. Invaze neofytů totiž probíhá většinou do narušeného prostředí vystaveného častým disturbancím, v němž se obsazením volného prostoru mohou vyhnout přímé kompetici. Pozitivní vztah mezi počtem neofytů a počtem domácích druhů odráží míru heterogenity prostředí, jež zvyšuje druhovou diverzitu obou skupin.

Zastoupení nepůvodních druhů v jednotlivých rezervacích se pohybuje na úrovni několika procent (viz obrázek regionální distribuce v lesnaté oblasti CHKO Křivoklátsko). Nejvyšší podíl nepůvodních druhů v rezervacích ČR byl zaznamenán na území Prahy, kde dosahuje až 15 % (a to nezávisle na geologickém podloží a převažující vegetaci). Srovnání současného stavu se stavem před asi 20 lety ukázalo značný nárůst počtu nepůvodních druhů v těchto rezervacích: o 100–200 %.

Prostorová distribuce nepůvodních druhů v rezervacích CHKO Křivoklátsko ukazuje na regionální variabilitu jejich rozšíření. Nejnižší podíl nepůvodních druhů je v lesních rezervacích, naopak nejvyšší podíl je ve velkých rezervacích s otevřenou nelesní vegetací. Výskyt nepůvodních druhů je ovlivněn zejména nadmořskou výškou a hustotou infrastruktury (Kučera & Pyšek, 1997).

Kučera, T. & P. Pyšek. 1997. Rostlinné druhy cizího původu v rezervacích CHKO Křivoklátsko. *Příroda*, Praha, 11: 155–169.

Pyšek, P., V. Jarošík & T. Kučera. 2001. Regional pattern of invasibility in natural plant communities. *Conservation Biology*. In press.



nákazy. V přirozených situacích je infekční hladina snížena tím, že se zvířata vyhýbají svému trusu, slinám, starým kůžím a dalším zdrojům infekce. V nepřirozených situacích zůstávají zvířata v kontaktu s těmito potenciálními zdroji infekce a riziko přenosu nákazy se zvyšuje. V zoologických zahradách jsou zvířecí skupiny často uzavřeny na malém prostoru. Je-li infikováno jedno zvíře, parazit může rychle napadnout celou populaci.

2. Nepřímým důsledkem zničení přirozeného stanoviště je zvýšení vnímavosti organismů k nálezům. Jestliže je populace stěsnána do menší oblasti po zničení přirozeného místa výskytu, často se zhoršuje kvalita této oblasti, snižuje dostupnost potravních zdrojů i jejich nutriční hodnota a v důsledku toho jsou zvířata slabší a náchylnější k nálezům. To je významné zvláště ve znečištěném vodním prostředí.
3. V mnoha chráněných územích, zoologických zahradách, národních parcích a v nových zemědělských oblastech přicházejí spolu do kontaktu druhy, které by se nikdy nebo jen velmi zřídka setkaly ve volné přírodě – včetně člověka a domácích zvířat – takže infekce se může šířit z jednoho druhu na ostatní (obr. 2.22). U některých infekčních nálezů, jako je lidský virus získaného selhání imunity (HIV) a virus Ebola, se zdá, že se z volné přírody rozšířily jak na člověka, tak na domácí zvířata. Jakmile jsou zvířata v zajetí infikována exotickou nálezou, nemohou být vrácena do volné přírody bez rizika nakažení celé volně žijící populace.

Také druhy běžně zcela odolné vůči nálezě mohou působit jako její rezervoár a infikovat vysoce náchylné druhy. Například zdravý slon africký může přenášet herpesvirus, který je pro slona indického smrtelný; jsou-li chováni v zoo společně, může to být tragické (Richman et al., 1999).

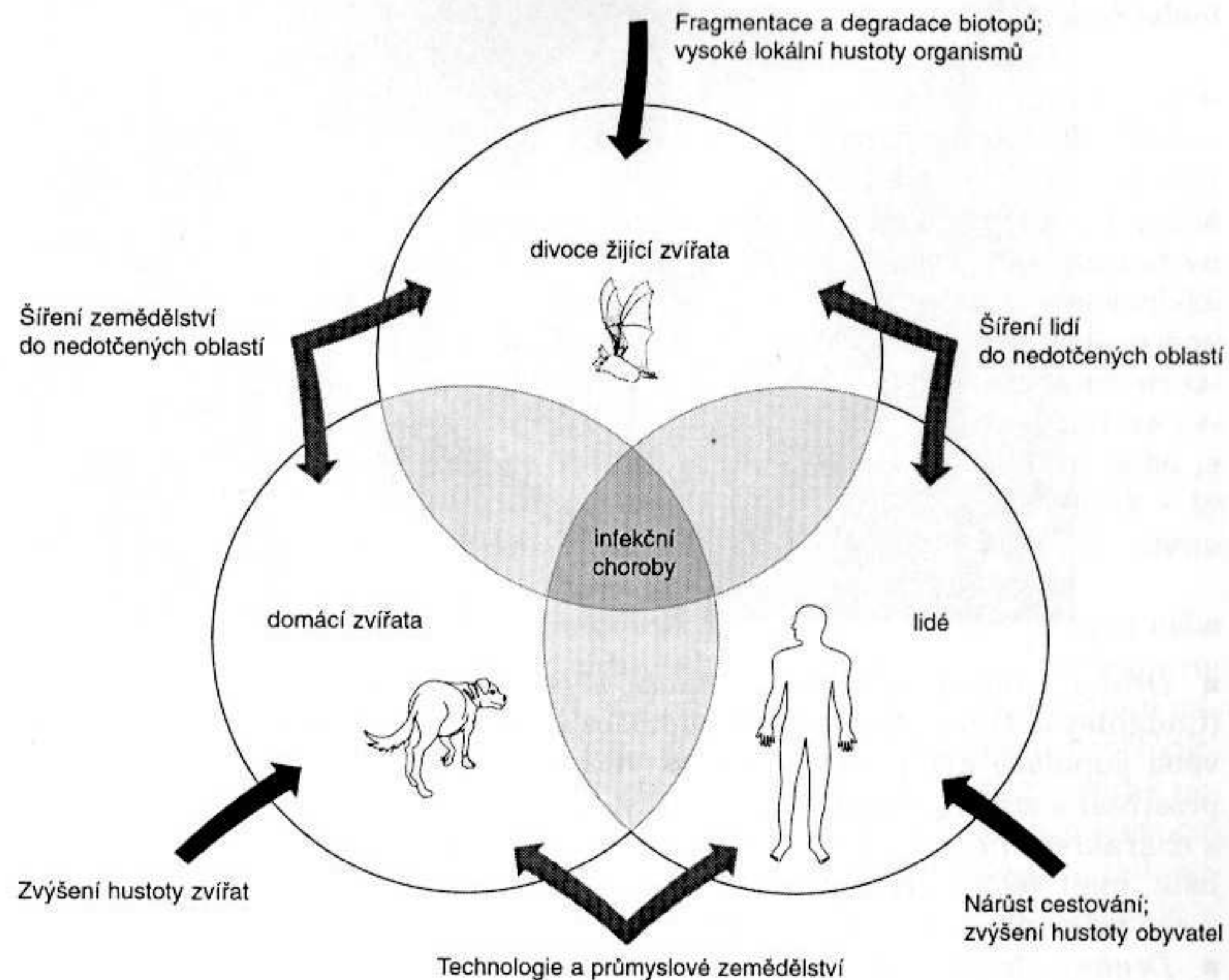
Na počátku devadesátých let zahynulo v Národním parku Serengeti (Tanzanie) na virus psinky okolo 25 % lví populace, patrně se nakazili od některého z více než 30 000 domácích psů žijících v blízkosti parku (Morell, 1994).

Nákazy mohou decimovat i běžné druhy – severoamerický kaštan *Castanea dentata*, častý na východě USA, je zde ničen houbou z řádu *Ascomycetes* přenášenou kaštany, které byly dovezeny z Číny do New Yorku. Zavlečená houba nyní hubí i svídu *Cornus florida* na většině míst jejího přirozeného výskytu.

Náchylnost k vymírání

Je-li prostředí poškozováno činností člověka, velikost populací mnoha druhů klesá a některé druhy zaniknou. Ekologové zjistili, že ne všechny druhy mají stejnou pravděpodobnost vyhynutí; určité kategorie jsou zvláště náchylné k vymírání a musí být pozorně sledovány a udržovány s úsilím je zachovat (Terborgh, 1974; Pimm et al., 1988; Gittleman, 1994). Jsou to:

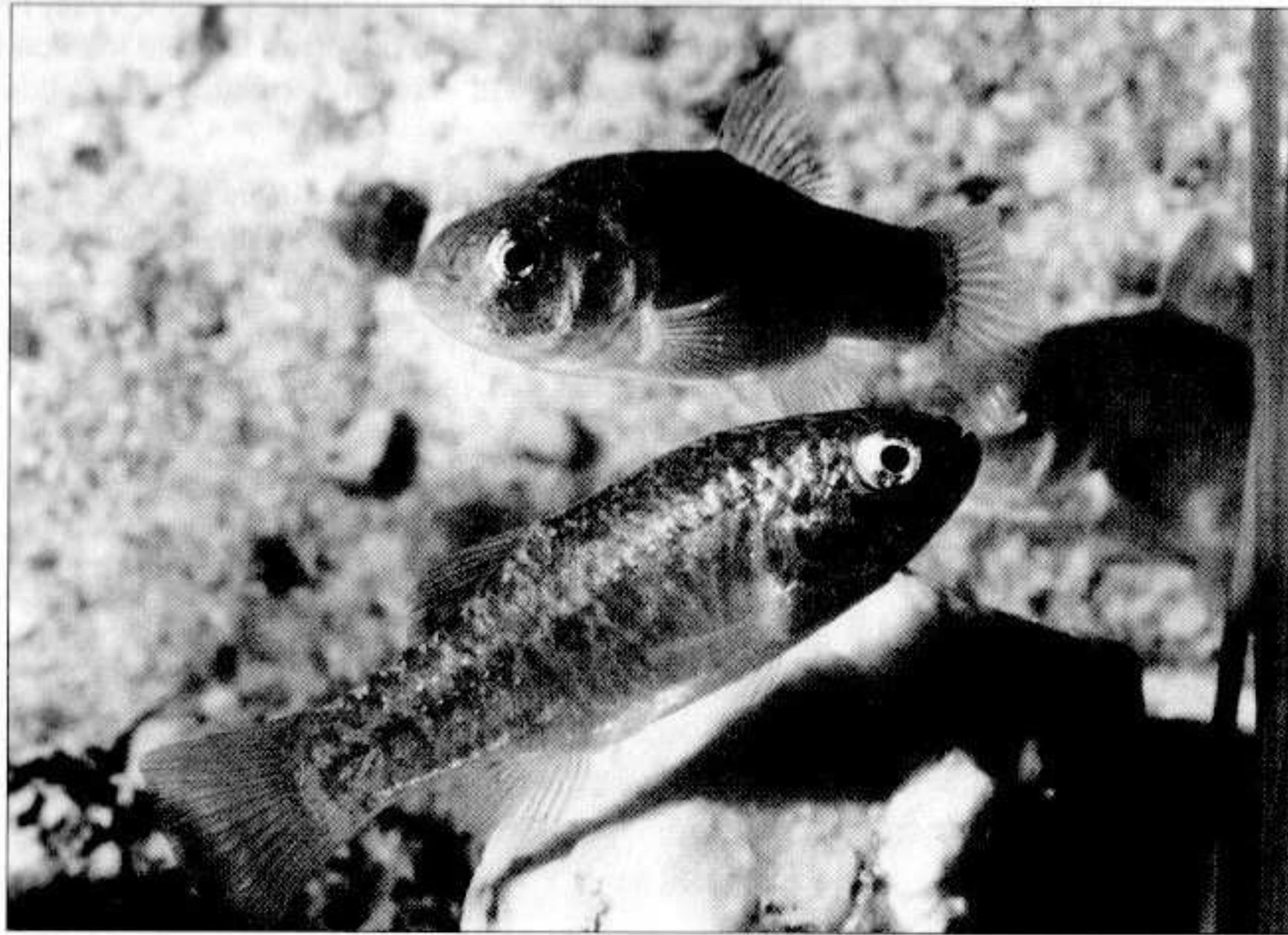
Obr. 2.22 Infekční nemoci jako vzteklna, lymská borelióza, chřipka, hantavirus a psinka se rozšiřují mezi populacemi divoce žijících zvířat, domácích zvířat a lidí následkem zvyšující se populační hustoty a rozvoje zemědělství a lidských osad v původně panských oblastech. Šedé oblasti překryvu ukazují na choroby sdílené mezi těmito třemi skupinami. Černé šipky indikují faktory, které přispívají k vyšší rychlosti přenosu infekce; šedé šipky ukazují faktory, které přispívají k šíření infekce mezi těmito třemi skupinami. Obrázek ilustruje příklad vztekliny – netopýři, psi i lidé jsou k viru vztekliny citliví (Daszak et al., 2000)



■ Druhy s malým geografickým rozšířením. Některé druhy se vyskytují jen na jednom nebo na několika místech. Je-li celá oblast ovlivněna činností člověka, mohou tyto druhy vymřít. Ptačí druhy oceánských ostrovů poskytují celou řadu příkladů druhů s omezeným areálem, které již vyhynuly; mnoho druhů ryb žijících pouze v jednom jezeře nebo jedné vodní nádrži už také vymřelo (obr. 2.23).

■ Druhy s jednou nebo velmi malým počtem populací. Jakákoli populace jednoho druhu může zaniknout na daném místě vlivem přírodních faktorů, jako jsou zemětřesení, požáry, nákazy, stejně tak jako vlivem činnosti člověka. Druhy s více populacemi jsou tudíž méně náchylné k celkovému vyhubení než druhy s jednou nebo malým počtem populací.

Obr. 2.23 Halančici rodu *Cyprinodon* žijící v jihozápadní části USA jsou silně ohroženi degradací a mizením svých velice vzácných stanovišť – slaných pouštních rybníků. Některé druhy se nalézají jen v jednom nebo několika těchto rybnících. (Foto Ken Kelley, Zoo San Diego)



■ *Druhy s malou velikostí populace neboli „paradigma malých populací“* (Caughley & Gunn, 1996). Malé populace zaniknou na daném místě spíše než větší populace kvůli větší citlivosti vůči demografickým změnám, změnám prostředí a ztrátě genetické variability, jak bude popsáno v kapitole 3. Druhy s charakteristicky malou populací, jako jsou velcí dravci a extrémní specialisté, mají větší pravděpodobnost, že zaniknou, než druhy, pro něž jsou typické velké populace (Mace, 1994).

■ *Druhy s klesající velikostí populace neboli „paradigma ubývajících populací“*. Populační trendy mají sklon pokračovat, takže populace s klesající tendencí pravděpodobně vyhyne, pokud se nezjistí a neodstraní příčiny úbytku.

■ *Druhy s nízkou hustotou populace*. U druhů s nízkou hustotou populace – několik jedinců na jednotku plochy – se zdá, že v jednotlivých fragmentech původního areálu, rozdrobeného lidskou činností, přežívají pouze malé populace. Uvnitř každého fragmentu území může být velikost populace příliš malá na to, aby umožnila danému druhu přežít, a druh bude v krajině postupně vymírat.

■ *Druhy vyžadující velká teritoria*. Druhy, kde jednotlivá zvířata nebo sociální skupiny potřebují shánět potravu na rozsáhlém území, jsou náchylné k vyhynutí, je-li část jejich území poškozena nebo fragmentována činností člověka.

■ *Živočišné druhy s velkými tělesnými rozměry*. Velká zvířata mají tendenci vyžadovat větší individuální prostor, více potravy a člověk může zapříčinit jejich zánik snadněji než u zvířat malých, protože tato zvířata soupeří s lidmi o zdroje, někdy útočí na domácí zvířata nebo na lidi a jsou lovena ze sportu. V rámci potravně specializovaných skupin je největší druh – největší masožravec, největší druh lemura, největší druh velryby – nejvíce náchylný k vymření. Například na Srí Lance jsou v současnosti nejvíce ohroženy vymřením největší druhy masožravců (leopardi a orli) a největší druhy býložravců (sloni a jeleni) (Erdelen, 1988).

■ *Druhy, které nedokážou migrovat*. V přirozeném světě podníti změny přírodního prostředí druhy buď k přizpůsobení jejich chování, nebo k fyziologické adaptaci na nové podmínky prostředí. Druhy neschopné se přizpůsobit změnám musí migrovat do vhodnějšího prostředí, jinak vyhynou. Prudké tempo změn vyvolaných lidmi často brání adaptaci a jako jedinou alternativu dovolí migraci. Druhy, které nejsou schopny překonat silnice, zemědělské plochy a jiná narušená prostředí vytvořená lidskou činností, jsou odsouzeny k zániku, protože jejich původní prostředí je pozmeněno znečištěním, invazními druhy nebo globální změnou klimatu. Špatnou schopností šíření lze vysvětlit, proč mezi severoamerickými vodními bezobratlými vymírá nebo je v nebezpečí vymření 68 % druhů měkkýšů, ale jen 20 % druhů vážek – ty totiž mohou létat mezi vodními stanovišti, kde žijí jejich larvální stadia (Stein & Flack, 1997).

■ *Sezonní migranti*. Druhy, které sezonně migrují, jsou závislé na dvou nebo více odlišných typech přirozeného prostředí. Jestliže je jedno z těchto prostředí zničeno, pak druh nemusí být schopen přežít. Přežití a rozmnožení miliard zpěvných ptáků 120 druhů, kteří migrují mezi Kanadou a neotropickými oblastmi, závisí na vhodném prostředí obou lokalit. Některé druhy nejsou schopné dokončit svůj životní cyklus také v případě, jestliže jsou mezi potřebnými lokalitami bariéry tvořené silnicemi, oplocením nebo přehradami. Druhy lososů, kterým brání přehrada, aby pluly nahoru po řece se třít, jsou názorným příkladem tohoto problému.

■ *Druhy s malou genetickou variabilitou*. Genetická variabilita v populaci umožňuje druhům přizpůsobit se změnám prostředí. Když se v okolním prostředí vyskytne nová nemoc, nový dravec nebo jiná změna, mohou mít větší sklon k vymírání druhy s malou či dokonce žádnou genetickou variabilitou. Například extrémně nízká genetická variabilita je považována za faktor, který u geparda *Acinonyx jubatus* přispívá k nedostatečné odolnosti vůči chorobám (O'Brien & Evermann, 1988), i když rozhodujícím důvodem pro pokles jeho početnosti jsou přírodní podmínky (Caro & Laurenson, 1994).

■ *Druhy se specializovanými požadavky na stanoviště*. Některé druhy jsou omezeny na stanoviště, která jsou roztroušená a unikátní, jako jsou např. vápencové odkryvy nebo jeskyně. Jestliže je přirozené prostředí poškozeno lidskou činností, potom tyto druhy nepřežijí. Ohroženy jsou také druhy s velice

specifickými potravními požadavky, např. druhy roztočů, které se živí pouze na chmýří určitých druhů ptáků. Pokud tyto ptačí druhy vyhynou, pak spolu s nimi vymřou i dané druhy roztočů.

■ *Druhy, které se obvykle nacházejí ve stabilním prostředí.* Mnoho druhů je adaptováno na prostředí, které je minimálně narušováno, např. staré lesní porosty tropického deštného lesa. Takové druhy často pomalu rostou a mají málo potomstva. Když jsou tyto lesy káceny, porosty spásány, vypalovány nebo jinak měněny lidskou činností, mnoho druhů není schopno tolerovat změny mikroklimatu (více světla, méně vlhkosti, větší kolísání teplot) a současně s pionýrskými druhy sukcese a invazními druhy.

■ *Druhy vytvářející stálé nebo dočasné seskupení.* Druhy, které se seskupují na specifických místech, jsou vysoce citlivé k lokálnímu vymírání. Například netopýři shánějí potravu v noci a přes den přespávají společně v jeskyních. Lovci mohou v těchto jeskyních během dne rychle ulovit veškeré jedince v populaci. Stáda bizonů, hejna holubů stěhovavých a hejna ryb představují populace, které mohly být využívány až zcela vyhubeny lidmi (případ vymřelého holuba stěhovavého *Ectopistes migratorius*). Některé druhy skupinově žijících zvířat nejsou schopny přežít, když se velikost jejich populace sníží pod určitou mez, protože nemohou dále efektivně lovit, pářit se nebo se ubránit dravcům.

■ *Druhy, které jsou loveny a využívány člověkem.* Užitek pro člověka je často předešlou k zániku. Nadměrné využívání může rychle snížit velikost populace druhů, které jsou hospodářsky cenné. Jestliže lov a sklizeň nejsou regulovány buď zákonem, nebo místními zvyklostmi, mohou druhy vymřít.

Tyto charakteristiky druhů náchylných k vymírání nejsou nezávislé. Například druhy s velkými tělesnými rozměry mívají nízkou populační hustotu a rozsáhlé teritorium – což jsou charakteristiky druhů náchylných k vymírání. Po rozpoznání těchto vlastností u určitých druhů mohou ochránci přírody předvídat, které druhy bude potřeba chránit a udržovat.

Souhrn

1. Lidské aktivity už vyhubily mnoho druhů organismů. Od roku 1600 vymřelo okolo 2,1 % světových druhů savců a 1,3 % druhů ptáků a rychlost vymírání nadále roste. Více než 99 % zániků jednotlivých druhů se dá přisoudit lidským činnostem.
2. Obzvláště náchylné k vymření jsou ostrovní druhy, protože jsou často endemické na jednom nebo několika ostrovech. Pomocí modelu ostrovní biogeografie lze předpovědět, že současná rychlost destrukce stanovišť povede v nejbližších 10 letech k zániku zhruba 25 000 druhů ročně. Mnoho přírodních společenstev je postupně ochuzováno ztrátou druhů, které k nim patřily.

3. Jedním z možných řešení krize biologické diverzity je zpomalení rychlosti růstu lidské populace. Navíc velkoplošné průmyslové aktivity, kácení lesů a zemědělství, ve snaze získat krátkodobý profit, často zbytečně poškozují přírodní prostředí. Snahy snížit vysokou spotřebu přírodních zdrojů ve vyspělých průmyslových společnostech a eliminovat chudobu v rozvojových zemích jsou součástí celkové strategie směřující k zachování biologické diverzity.
4. Velkou hrozbou pro biologickou diverzitu je ztráta stanovišť a nejdůležitějším prostředkem k ochraně této rozmanitosti je jejich ochrana. Mezi stanoviště obzvláště ohrožená destrukcí patří tropické deštné lesy, tropické opadavé lesy, mokřady ve všech klimatických pásmech, savany mírného pásu, mangrovové porosty a korálové útesy.
5. Fragmentace stanoviště je proces, kdy velké, celistvé stanoviště je plošně redukováno a je rozděleno do více částí. Fragmentace stanoviště může vést k rychlé ztrátě druhů, protože vytváří bariéry zabraňující normálnímu průběhu přírodních procesů, jako je migrace, kolonizace a lov. Životní podmínky ve fragmentech se mohou změnit a výskyt škůdců zde bývá častější.
6. Znečištění životního prostředí eliminuje mnohé druhy, i když struktura společenstva není viditelně porušena. Ke znečištění životního prostředí může dojít nadměrným používáním pesticidů, kontaminací vodních zdrojů průmyslovým odpadem a splachy z hnojiv, znečištění ovzduší se projevuje jako kyselý déšť, nadměrný spad dusíku, fotochemický smog a ozon.
7. Globální změny klimatu již nastávají; především se zvyšuje teplota ovzduší, protože do atmosféry je vypouštěno značné množství oxidu uhličitého a jiných skleníkových plynů, produkovaných při spalování fosilních paliv. Předpovídané změny teploty mohou být tak rychlé, že se jim mnoho druhů nebude schopno přizpůsobit a vyhynou.
8. Rostoucí chudoba venkova, stále se zdokonalující metody lovu a využívání přírody a globalizace ekonomiky vedou k nadměrnému čerpání mnohých zdrojů, případně až k jejich vyčerpání. Tradiční společnosti užívaly své zdroje trvale udržitelným způsobem, avšak s postupnou modernizací od tohoto způsobu upouštějí.
9. Lidé svévolně a zcela náhodně stěhovali mnohé druhy organismů po světě. Některé takto přenesené druhy se staly invazními, s rychle rostoucím počtem jedinců a nyní predací nebo konkurencí vytěsňují druhy místní.
10. Incidence nemocí a zamoření parazity často vzrostou, jsou-li zvířata držena v malé ploše rezervace a nemohou-li se volně pohybovat. V zajetí držaná zvířata a zvířata žijící v degradovaném prostředí jsou obzvláště náchylná k nemocím. Nemoci se někdy šíří i mezi příbuznými druhy zvířat.
11. Druhy nejvíce ohrožené vyhynutím mají jisté společné vlastnosti: velice malé geografické rozšíření, jen jednu nebo několik málo populací, malou velikost populace, klesající velikost populace, případně ekonomickou hodnotu pro člověka, která vede k jejich nadměrnému využívání.

Doporučená literatura

- Birkeland, C. (ed.). 1997. *The Life and Death of Coral Reefs*. Chapman and Hall, New York. Rozsáhlý úvod do problematiky tohoto ekosystému s diskusí aspektů, které jej ohrožují.
- Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Reprinted in 1982 by Penguin, Harmondsworth, England. Popis škodlivých účinků pesticidů na ptáky upozornil veřejnost na problémy životního prostředí.
- Daszak, P., A. A. Cunningham & A. D. Hyatt. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife – threats to biodiversity and human health. *Science* 287: 443–449. Přehled nových nemocí, které se rozšiřují mezi divoce žijícími i domácími zvířaty a mezi lidmi.
- Gates, D. M. 1993. *Climate Change and Its Biological Consequences*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Důkladný popis minulých a současných změn klimatu a jejich následků.
- Hardin, G. 1993. *Living within Limits: Ecology, Economics, and Population Taboos*. Oxford University Press, New York. Rady, jak kontrolovat růst lidské populace.
- Hilton-Taylor, C. 2000. *2000 IUCN Red List of Threatened species*. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, U. K., 61 p. + xviii.
- Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard, Jr. (eds.). 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago. Rozsáhlý rozbor fragmentace stanovišť.
- Ludwig, D., R. Hilborn & C. Walters. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: Lessons from history. *Science* 260: 17–36. Nádherný rozbor toho, jak průmyslové využívání zdrojů často vede k jejich zničení. Další články na toto téma v ročníku 1993 časopisu *Ecological Applications*.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ. Tento klasický text zavádějící model ostrovní biogeografie měl veliký význam pro vývoj moderní biologie ochrany přírody.
- Quammen, D. 1996. *The Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinctions*. Scribner, New York. Populární výčet starších i novějších výzkumů týkajících se modelu ostrovní biogeografie.
- Rochelle, J. A., L. A. Lehman & J. Wisniewski (eds.). 1999. *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*. Koninklijke Brill NV, Leiden, Netherlands. Různé metody obhospodařování lesa ovlivňují populace zvířat, která zde žijí.
- Schneider, S. 1998. *Laboratory Earth: The Planetary Gamble We Can't Afford to Lose*. Basic Books, New York. Vůdčí osobnost jasně vysvětluje složité ideje globální změny klimatu a proč je životně důležité něco podniknout.
- Stearns, B. P. & S. C. Stearns. 1999. *Watching, From the Edge of Extinction*. Yale University Press, New Haven, CT. Zachycuje drama, vzrušení a frustraci ochranářských biologů, kteří se aktivně zabývají záchranou posledních jedinců některých druhů.
- Taylor, V. J. & N. Dunstone (eds.). 1996. *The Exploitation of Mammal Populations*. Chapman and Hall, London. Odborníci se pokoušejí určit, zda je trvale udržitelný lov vůbec možný. Zahnuje nádherné příklady.
- Terborgh, J. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington D.C. Mnohé hrozby vůči biologické diverzitě musí být brány realisticky a bez iluzí.
- Union of Concerned Scientists. 1999. *Global Warming: Early Signs*. Cambridge, MA. Shrnutí důkazů pro existenci globálního oteplování a jeho následků.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope & R. Westerbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478. Skvělá rešerše popisující vliv exotických druhů na ekosystémy, lidské zdraví a ekonomiku.
- Watling, L. & E. Norse. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12: 1180–1197. Zvláštní sekce je věnována vlivu rybolovu.
- Wilcove, D. S. 1999. *The Condor's Shadow: The Loss and Recovery of Wildlife in America*. W. H. Freeman, New York. Významný ekolog podává rešerši lidských vlivů na život divoce žijících zvířat, přičemž uvádí své názory na to, zda metody ochrany mohou přinést nějakou naději.

Ochrana na úrovni druhů a populací

Ochrana biologických druhů, jejichž populace se zmenšují a jsou ohroženy zánikem neboli **extinkcí** (extinction), je jedním ze základních cílů ochrany přírody. Jak jsme se zmínili už dříve, lidské aktivity významně ovlivňují a omezují živé organismy a jejich životní prostředí. Abychom dokázali úspěšně ochránit organismy před lidskými zásahy, je nutné hodnotit stabilitu jejich populací v rámci podmínek, v nichž žijí. Je druh skutečně ohrožen a vyžaduje zvláštní pozornost, abychom odvrátili hrozbu jeho vyhynutí? Přežije populace ohroženého druhu, nebo dokonce vzroste počet jeho jedinců ve vytvořené přírodní rezervaci?

Mnoho národních parků a rezervací bylo zřízeno na ochranu tzv. charizmatické megafauny, jako jsou lvi, tygři a medvědi, kteří jsou nejen významnými národními symboly, ale především turistickou atrakcí. Přesto pouhé vyhlášení těchto oblastí za zákonem chráněná území nemusí zastavit úbytek ohrožených druhů. Velmi často jsou totiž rezervace vytvořeny až po závažném úbytku populací způsobeném ztrátou životního prostoru, znehodnocením a fragmentací stanovišť, nadměrným lovem nebo sběrem. Potom už vývoj populací směřuje k rychlému zániku. Jedinci přežívající za hranicemi rezervací zůstávají bez ochrany nadále ohroženi. Základním předpokladem pro plán péče o ohrožené druhy, který by jim umožnil nejen přežít, ale obnovit i jejich životaschopnost, je hlubší porozumění bionomii a ekologii cílových druhů, úloze jejich populací v ekosystému a způsobu, jakým reagují na změny prostředí. Tato kapitola vás seznámí s přístupem k ochraně a revitalizaci biologických druhů na úrovni populací.

Ochrana populací směřující k druhové ochraně

Jakýkoli záchranný program nebo plán péče o ohrožený druh vyžaduje, aby bylo zabezpečeno co nejvíce jedinců daného druhu v co největší části chráně-

ného území. Přesto se tento základní předpoklad nestal zásadním vodítkem v územním plánování, politice, ani ochraně přírody snažící se o druhovou ochranu. Je to proto, že plán péče je často vytvářen bez hlubšího porozumění ekologickým nárokům daných druhů. Například k tomu, abychom ochránili strakapouda kokardového (*Picoides borealis*), musí jeho stanoviště v borových lesích jihovýchodní části USA být schopno zabezpečit přežití 50, 500, 5000, 50 000 či více jedinců? Plán ochrany musí být navíc sladěn se zájmy společnosti ohledně využívání zdrojů.

Shaffer (1981) ve své průkopnické práci definoval počet jedinců nezbytný pro přežití druhu, **minimální velikost životaschopné populace** (minimum viable population – MVP) takto: „Minimální životaschopná populace jakéhokoli druhu na jakémkoli stanovišti je nejmenší možná izolovaná populace mající 99% pravděpodobnost existence po dobu 1000 let navzdory předvídatelným vlivům demografické, environmentální a genetické stochasticity či přírodních katastrof.“ MVP je tedy nejmenší populace, jejíž přežití lze v dohledné době s vysokou pravděpodobností předpovědět. Shaffer zdůraznil hypotetickou povahu této definice a uvedl, že pravděpodobnost přežití může být stanovena na 95 %, 99 % nebo jiná procenta, a časový rámec může být upraven na 100 či 500 let. Klíčový význam MVP tkví v možnosti kvantitativního vyjádření počtu jedinců nutných pro zachování ohroženého druhu (Menges, 1991).

Shaffer (1981) přirovnává úsilí o zajištění MVP ke snahám o kontrolu záplav. Systémy umožňující kontrolu záplav a provádění melioračních úprav mokřadů nemohou vycházet pouze z údajů o průměrných ročních srážkách. Praxe ukázala, že je nutné brát v úvahu silné záplavy, které se vyskytují v průměru jednou za 50 let. Stejně tak při ochraně přírodních systémů je nutné počítat s tím, že některé katastrofické události, jako jsou ničivé hurikány, zemětřesení, lesní požáry, vulkanické erupce, epidemie a kolapsy potravních řetězců, se mohou vyskytnout v ještě delších časových intervalech. Abychom zabezpečili dlouhodobou ochranu ohrožených druhů, musíme uspokojit jejich nároky nejen v normálních letech, ale i v letech výjimečných. Například v obdobích sucha potřebují zvířata migrovat daleko za hranice svých teritorií, aby získala vodu potřebnou k přežití.

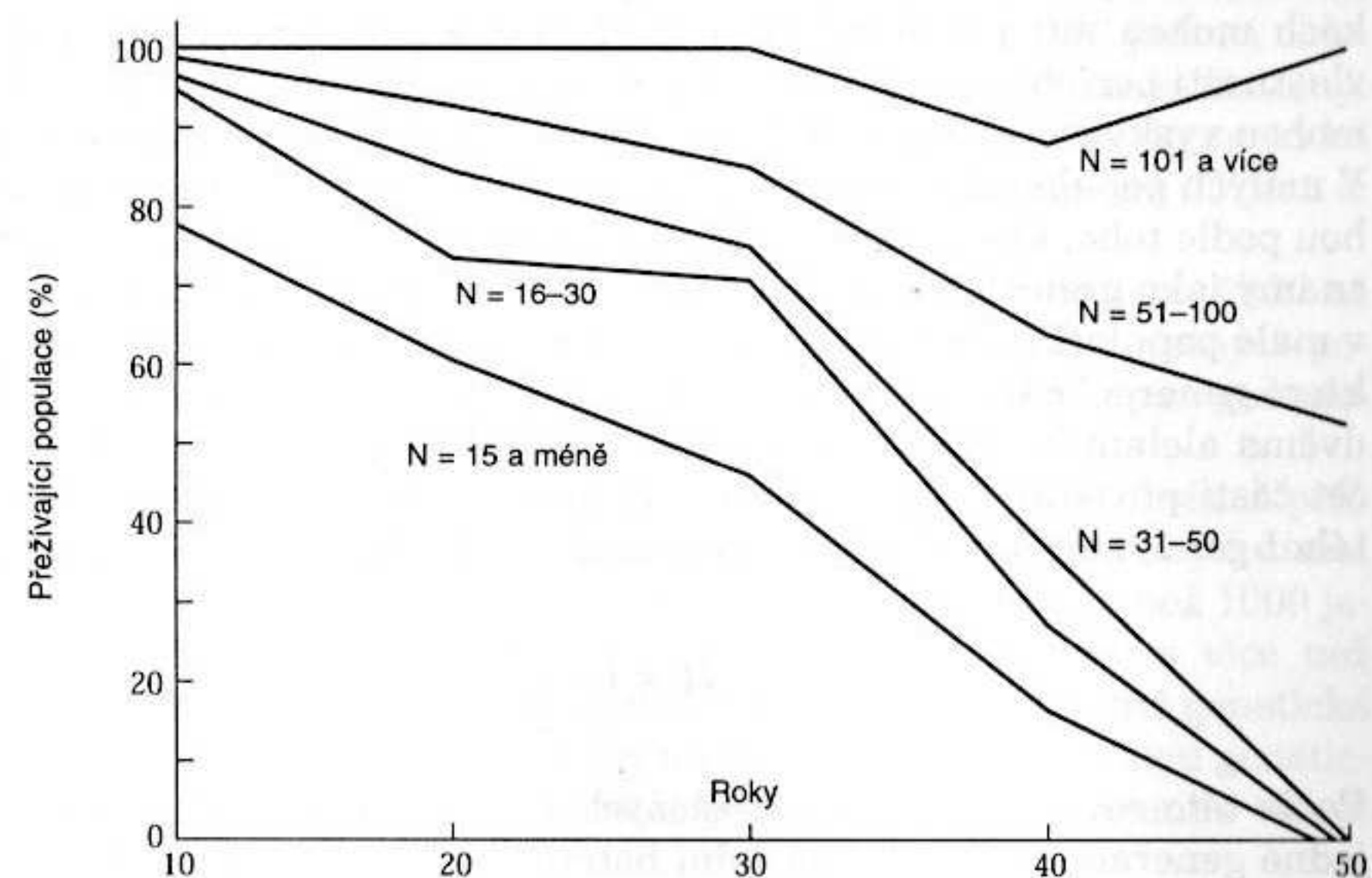
Pomocí detailní demografické studie populace a analýzy životního prostředí konkrétního druhu lze získat přesný odhad jeho MVP, což může být ovšem finančně i časově náročné – může to vyžadovat měsíce až roky výzkumu (Thomas, 1990). Biologové se pokusili navrhnout obecnější pravidla, na jejichž základě by ochrana 500–5000 jedinců obratlovců měla být dostačující pro udržení genetické variability (Lande, 1988, 1995). Tato ochrana by měla odpovídat minimálnímu počtu jedinců potřebnému pro přežití v nepříznivých letech tak, aby se v následujících letech početnost populace dostala na předchozí úroveň. U druhů s extrémně variabilní velikostí populace, jako jsou někteří bezobratlí a jednoleté rostliny, může být účinnou strategií ochrana populace o velikosti přibližně 1000 jedinců.

Jakmile je minimální velikost životaschopné populace pro daný druh známa, můžeme odhadnout **minimální velikost území** (minimum dynamic area – MDA) nezbytnou pro udržení jeho MVP. MDA lze stanovit na základě studia velikosti životního prostoru jedinců či skupin. Předpokládá se, že rezervace musí mít rozlohu 10 000–100 000 ha, aby ochránila mnoho malých savčích populací (Schonewald-Cox, 1983). Pro ochranu populací medvědů grizzly je potřeba enormně velké území – 50 000 km² pro 50 jedinců a 2 500 000 km² pro 1000 jedinců (Noss & Cooperrider, 1994).

Malé populace jsou zvláště ohroženy

Jeden z dobře zdokumentovaných příkladů stanovení minimální velikosti životaschopné populace pochází ze studie přežívání 120 populací ovce tlustorohé (*Ovis canadensis*) v pouštních oblastech na severozápadě USA (Berger, 1990, 1999). Některé z těchto populací byly sledovány po dobu 70 let. Studie přinesla pozoruhodné zjištění, že 100 % neřízených populací s méně než 50 jedinci zaniklo během 50 let, zatímco prakticky všechny populace s více než 100 jedinci toto časové období přežily (obr. 3.1). Řízená péče o životní prostředí a posilování živočišných populací vypouštěním dalších jedinců umožnily přežití některých malých populací, které by jinak byly odsouzeny k zániku.

Obr. 3.1 Vztah mezi počáteční velikostí populace (N) ovce tlustorohé a procentem přežívajících populací. Téměř všechny populace s více než 100 jedinci přežily 50 let, zatímco populace s méně než 50 ovci během 50 let vyhynuly. Malé populace, které byly aktivně řízeny a posilovány vypouštěním dalších jedinců, zde nejsou uvedeny. (Berger 1990)



Z dlouhodobých pozorování ptačích populací v kalifornském národním parku Channel Islands vyplývá potřeba velkých populací zajišťujících přežití druhů – pouze populace s více než 100 hnízdními páry měly více než 90% šanci přežít dobu 80 let (Jones & Diamond, 1976). Na druhé straně není úplně nutné vzdát se ochrany malých populací; mnoho ptačích populací přežilo dobu 80 let s deseti a méně hnízdními páry.

Problémy malých populací

Navzdory výjimkám jsou velké populace potřebné pro udržení většiny druhů a druhy s malými populacemi jsou vystaveny skutečnému nebezpečí zániku. V malých populacích přispívají k rychlému poklesu početnosti a k lokálním extinkcím především tři jevy:

1. genetické problémy vyvolané ztrátou genetické variability, příbuzenským křížením a genetickým driftem;
2. výkyvy v početnosti populací způsobené náhodnou variabilitou natality a mortality;
3. výkyvy prostředí dané rozdíly v predaci, konkurenci, výskytu nemocí a zásobách potravy, ale také nárazovými přírodními katastrofami, které se vyskytují v nepravidelných intervalech, jako jsou požáry, záplavy a sucho.

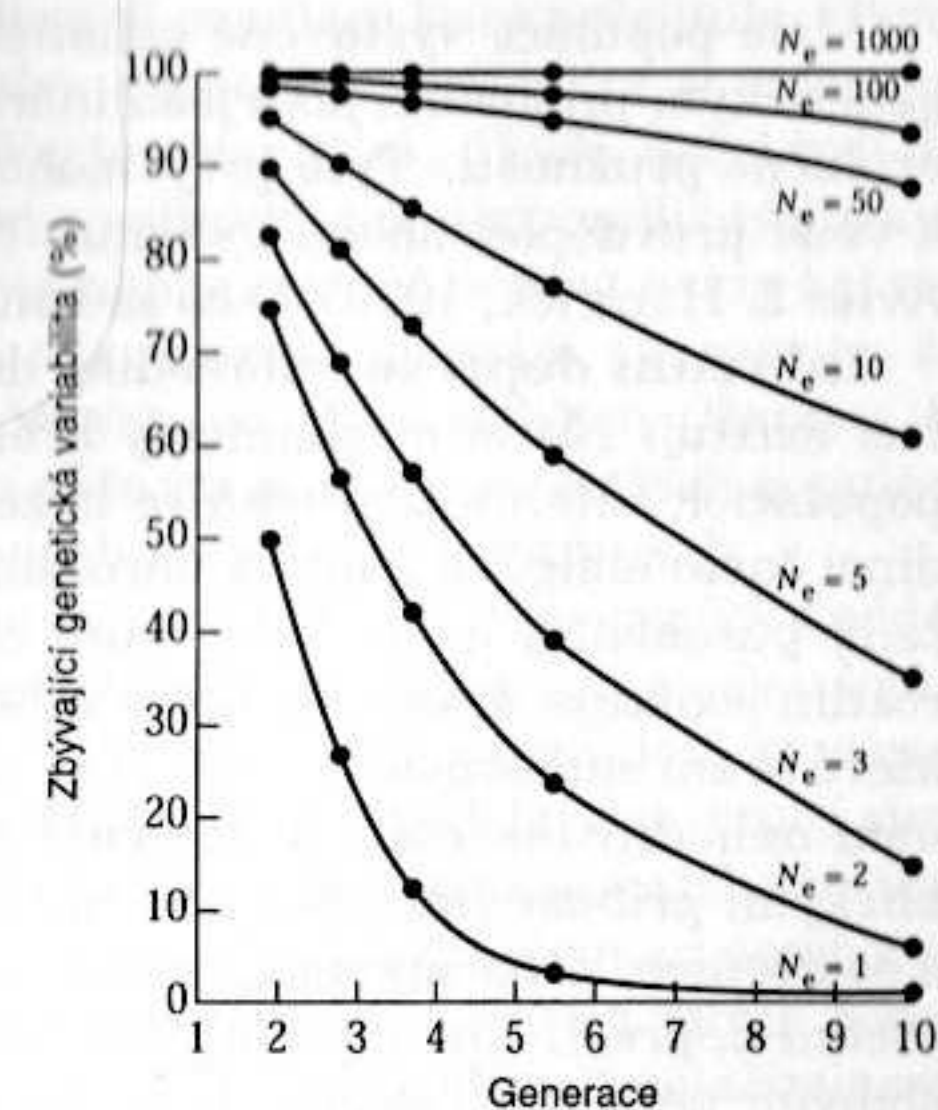
Ztráty genetické variability

Genetický polymorfismus (genetic variability) umožňuje populacím, aby se adaptovaly na měnící se životní prostředí (viz kap. 1). V nových podmínkách mohou mít právě jedinci s určitými alelami nebo jejich kombinacemi vlastnosti potřebné pro přežití a množení. V rámci populací se jednotlivé alely mohou vyskytovat v různých frekvencích, od alel běžných až po velmi vzácné. V malých populacích se frekvence alel náhodně mění z jedné generace na druhou podle toho, kteří jedinci se účastnili páření a měli potomstvo. Tento jev je známý jako **genetický drift** (genetic drift). Jestliže se určitá alela vyskytuje v malé populaci s nízkou frekvencí, má vysokou pravděpodobnost, že se v některé generaci náhodně ztratí. V hypotetickém případě izolované populace se dvěma alelami v rámci jednoho genu odvodil Wright (1931) vzorec pro výpočet části původní heterozygotnosti H (jedinci mající dvě rozdílné formy alel téhož genu) zbývající v populaci množících se dospělců (N_e) po každé generaci:

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

Podle této rovnice by ztrátou vzácných alel v populaci s 50 jedinci zbylo po jedné generaci 99 % z její původní heterozygotnosti a po 10 generacích stále

Obr. 3.2 Genetická variabilita se v čase náhodně ztrácí vlivem genetického driftu. Graf ukazuje průměrné procento genetické variability zbývající po deseti generacích v teoretické populaci s proměnlivou efektivní velikostí populace (N_e). Po 10 generacích činí ztráta genetické variability přibližně 40 % při velikosti původní populace 10 jedinců; 65 % při velikosti 5 jedinců a 95 % při velikosti 2 jedinců. (Meffe & Carroll 1997)



ještě 90 %. Desetičlenná populace však bude mít po jedné generaci 95 % své původní heterozygotnosti a po 10 generacích pouze 60 % (obr. 3.2).

Tento výpočet ukazuje, jak významné ztráty genetické variability mohou nastat v malých izolovaných populacích, zvláště na ostrovech a ve fragmentované krajině. Na druhé straně migrace jedinců mezi populacemi a pravidelné mutace genů v rámci populací zvyšují množství genetické variability a vyvažují působení genetického driftu. Dokonce i nepříliš častý pohyb jedinců mezi populacemi minimalizuje ztráty genetického polymorfismu spojené s malou velikostí populace (Mills & Allendorf, 1996; Bryant et al., 1998). Stačí, aby se v každé generaci izolované populace se 100 jedinci objevil jediný nový příchozí, a vliv genetického driftu začne být zanedbatelný. Takový tok genů se zdá být hlavním prvkem zabraňujícím ztrátě genetické variability například v malých populacích galapážských pěnkav (Grant & Grant, 1992).

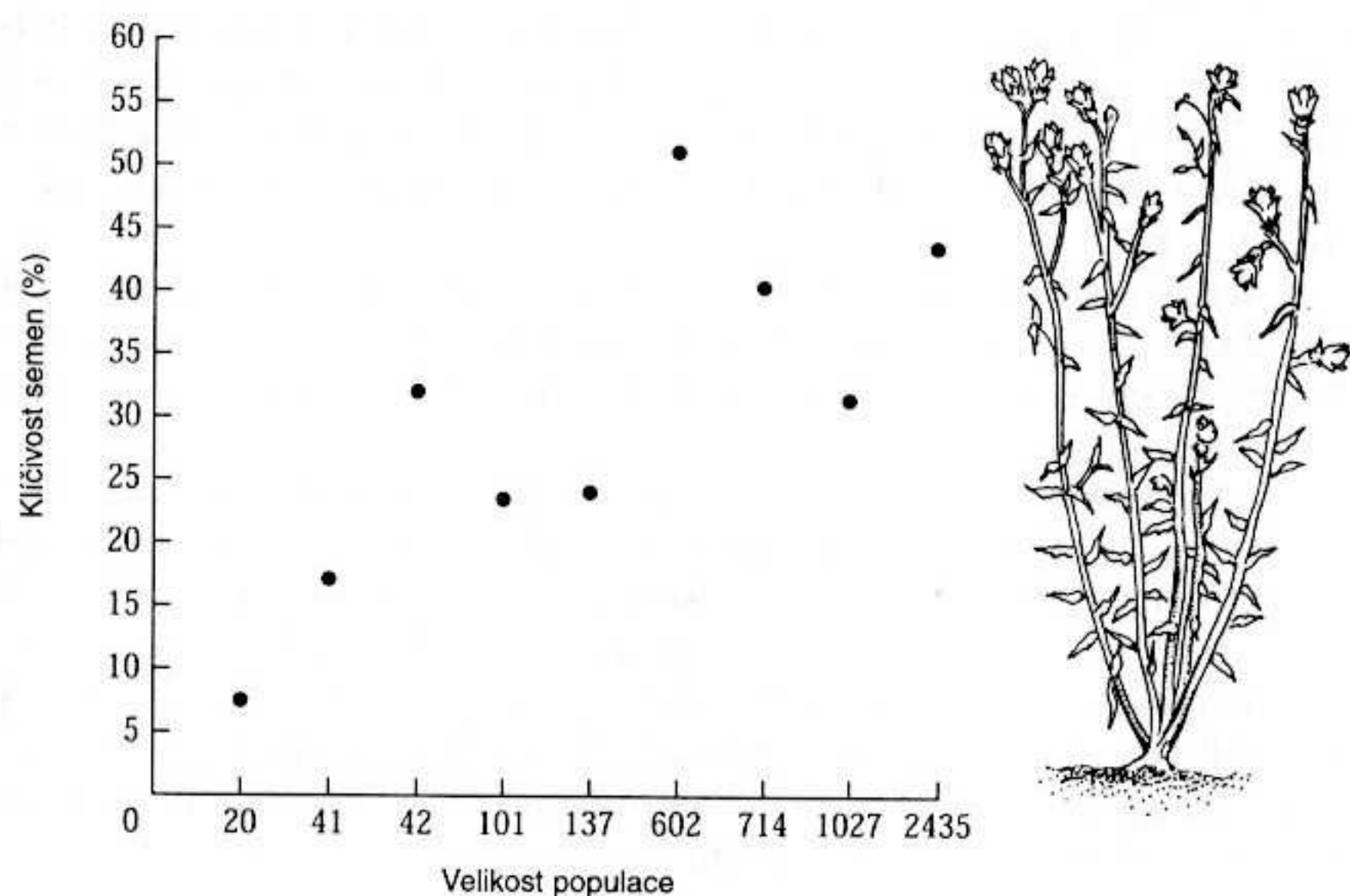
Rychlost vzniku mutací, kterou nacházíme v přírodě (okolo 1 na 1000 až 10 000 genů za generaci), může nahradit náhodné ztráty alel u početných populací, avšak u malých populací se 100 a méně jedinců není schopna genetickému driftu čelit.

Nejen teorie, laboratorní experimenty a simulace, ale také terénní průzkumy ukazují, že malá velikost populace vede k rychlejšímu úbytku alel (Frankham, 1996). Populace novozélandských jehličnanů s méně než 1000 jedinců trpí většími ztrátami genetické variability než populace s více než 10 000 jedinců (Billington, 1991). Z rozsáhlé rešerše studií rostlinné genetické variability vyplývá, že pouze 8 ze 113 druhů rostlin nemá měřitelnou genetickou variabilitu a že většina z těchto osmi druhů má velmi omezenou oblast výskytu (Hamrick & Godt, 1989).

Malé populace vystavené genetickému driftu jsou náchylnější k letálním genetickým projevům, jako jsou inbrední deprese, outbrední deprese a ztráta evoluční pružnosti. Tyto jevy mohou přispět k poklesu velikosti populace a větší pravděpodobnosti vyhynutí (Thornhill, 1993; Loeschcke et al., 1994; Avise & Hamrick, 1996). O co se konkrétně jedná?

Inbrední deprese (inbreeding depression). Ve většině přirozených populací existují různé mechanismy bránící příbuzenskému křížení. Ve velkých populacích většiny živočichů se blízké příbuzní jedinci normálně nekříží. Jedinci často emigrují z místa narození, nebo je příbuzenská plemenitba potlačena působením jedinečných vůní či jiných smyslových podnětů. U mnoha rostlin existuje široká škála morfologických a fyziologických mechanismů, které brání samoopylení. Je-li však populace obzvláště malá a výběr partnera není náhodný (asortativní křížení), tyto mechanismy selhávají. Křížení mezi blízkými příbuznými, jako jsou rodiče a jejich potomci, sourozenci, bratřanci a sestřenice, nebo samooplození u oboupohlavních druhů, může vyústit v inbrední depresi, stav charakterizovaný menším počtem potomků či potomky slabými nebo neplodnými (Ralls et al., 1988). Například rostliny *Ipomopsis aggregata* (čeled' jirnicovité), opylované kolibříky, které pocházejí z populací s méně než 100 jedinci, produkují menší semena se sníženou klíčivostí a vykazují větší citlivost k environmentálnímu zatížení než rostliny z početných populací (obr. 3.3). Tyto příznaky spojované s inbrední depresí a ztrátou genetické variability se zmenšují v případě malých populací rostlin, které jsou opyleny pylem z větších populací.

Obr. 3.3 Klíčivost semen rostliny *Ipomopsis aggregata* (čeled' jirnicovité) v horách Arizony je v malých populacích (méně než 150 jedinců) nižší ve srovnání s populacemi většími. (Heschel & Paige 1995)



Ve státě Illinois vykazovaly malé izolované populace kura prérijního (*Tympanuchus cupido* subsp. *pinnatus*) pokles genetické variability – sníženou plodnost a nižší počet vylíhlých vajec (Westemeier et al., 1998). Když byli do těchto malých populací vypuštěni jedinci z velkých, geneticky odlišných skupin, životaschopnost vajec se obnovila, což ukazuje na důležitost uchování genetické rozmanitosti. Nejpřijatelnějším vysvětlením inbrední deprese je, že umožňuje expresi škodlivých alel zděděných po obou rodičích (Barrett & Kohn, 1991). Inbrední zatížení může být vážným problémem malých populací chovaných v zajetí v zoologických zahradách a v jiných malochovech.

Outbrední deprese (outbreeding depression). Jedinci z geograficky oddělených a geneticky odlišných populací se v přírodě kříží zřídka, a to nejen kvůli fyzické separaci, ale také díky etologickým, fyziologickým a morfologickým mechanismům, které zajišťují páření pouze mezi geneticky podobnými jedinci stejného druhu. Pokud se však druh stane vzácným nebo je poškozen jeho biotop, může se outbreeding (křížení izolovaných populací) projevit. Jedinci neschopní nalézt partnery uvnitř vlastní populace se mohou mísit s jedinci jiných populací. Jejich potomci mohou být slabší či neplodní následkem neslučitelnosti chromozomů a enzymových systémů zděděných po jejich rozdílných rodičích. Tento stav je nazýván outbrední depresí (Templeton, 1986; Thornhill, 1993).

Tito hybridní potomci mohou také postrádat speciální kombinaci genů, která by jim umožnila přežít v rámci určitých lokálních podmínek. V extrémním případě může outbrední deprese vzniknout při křížení jedinců blízké příbuzných druhů. Abychom zabránili tomuto jevu v chovných programech zvířat v zajetí, nesmíme křížit jedince blízké příbuzných druhů nebo jedince z hraničních oblastí geografického areálu druhu. Jestliže jsou experimentální populace vzácného druhu tvořeny jedinci z oddělených populací, měly by být monitorovány z hlediska možných projevů outbrední deprese. Outbrední deprese může být zvláště důležitá u rostlin, u nichž je výběr partnera do určité míry dán náhodným pohybem pylu. Řídce se vyskytující druh rostoucí v blízkosti hojně se vyskytujícího druhu může být zahlcen pylem běžnějšího druhu, což může vést k neplodnosti potomků a smývání původních genetických hranic mezi oběma druhy, k tzv. **introgresi** (box 1.3; Ellstrand, 1992).

Ztráta evoluční pružnosti (loss of evolutionary flexibility). Vzácné alely a neobvyklé kombinace alel nemusí poskytovat žádnou momentální výhodu, ale mohou zajistit přežití druhu při změně životních podmínek. Ztráty genetické variability v malé populaci omezí schopnost populace reagovat na dlouhodobé změny prostředí, jako je znečištění, nové nemoci nebo globální změny klimatu (Falk & Holsinger, 1991). Bez dostatečné genetické variability může druh vyhynout.

Efektivní velikost populace

Kolik jedinců je třeba, aby byla zachována genetická variabilita populace? Franklin (1980) dokazuje, že 50 jedinců může být minimálním počtem pro

udržení této variability. Toto číslo bylo odvozeno z praktických zkušeností chovatelů a ukazuje, že dobytek může být takto chován se 2–3% ztrátou variability na generaci. Wrightův vzorec ukazuje, že populace čítající 50 jedinců ztratí ještě méně – pouze 1 % své variability na generaci. Protože je však Franklinův odhad založen na studiích domácích zvířat, není zcela zřejmé, do jaké míry je aplikovatelný na druhy žijící volně. Na základě dat o rychlosti vzniku mutací u octomilek (*Drosophila* sp.) Franklin usoudil, že populace o 500 jedincích může rychlostí vzniku nové genetické variability mutacemi vyvažovat ztráty způsobené malou velikostí populace. Toto rozpětí hodnot je vyjádřeno pravidlem 50/500 – izolované populace potřebují mít aspoň 50, ale raději 500 jedinců, aby si udržely svou genetickou variabilitu.

Pravidlo 50/500 je těžko aplikovatelné v praxi, protože předpokládá populaci složenou z N jedinců se stejnou pravděpodobností páření a produkce potomků. Mnoho jedinců v populacích se však nemnoží kvůli pokročilému věku, slabé kondici, neplodnosti, podvýživě, malé velikosti těla nebo sociální struktuře bránící některým jedincům v nalezení partnera. To způsobuje, že **efektivní velikost populace** (effective population size – N_e) množících se jedinců je často podstatně menší než **okamžitá velikost populace** (actual population size). Vzhledem k tomu, že rychlost ztráty genetické variability je založena na efektivní velikosti populace, mohou být genetické ztráty značné, přestože je aktuální velikost populace dostatečně velká (Kimura & Crow, 1963; Nunney & Elam, 1994). Efektivní velikost populace, která je menší než skutečná velikost populace, se vyskytuje při některé z následujících situací.

Nerovný poměr pohlaví. Náhodně se stane, že populace sestává z různého počtu samců a samic. Například jestliže se populace monogamních hus, kde samec a samice tvoří dlouholetý pár, skládá z 20 samců a 6 samic, pouze 12 jedinců si najde partnera a bude se moci množit. V tomto případě je efektivní velikost populace 12, nikoli 26. U jiných živočišných druhů mohou sociální systémy vyřadit mnoho jedinců z reprodukce, třebaže jsou jí fyziologicky schopni; např. u rypoušů sloních dohlíží dominantní samec na velkou skupinu samic a brání tak dalším samcům v páření.

Vliv nevyváženého počtu pářících se samců a samic na N_e lze popsat obecným vzorcem:

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

kde N_m a N_f jsou počty pářících se samců a samic v populaci. Obecně se vzrůstající disproporcí poměru pohlaví pářících se jedinců klesá poměr efektivní velikosti populace ku počtu pářících se jedinců (N_e/N).

Variabilita v reprodukčním výstupu. U mnoha druhů počet potomků různých jedinců značně kolísá. To je zvláště patrné u rostlin, kde někteří jedinci vytvoří několik semen, zatímco jiní jich produkují tisíce. Nerovnoměrně rozdělená produkce potomků vede u mnoha druhů k redukci N_e až o 85 %,

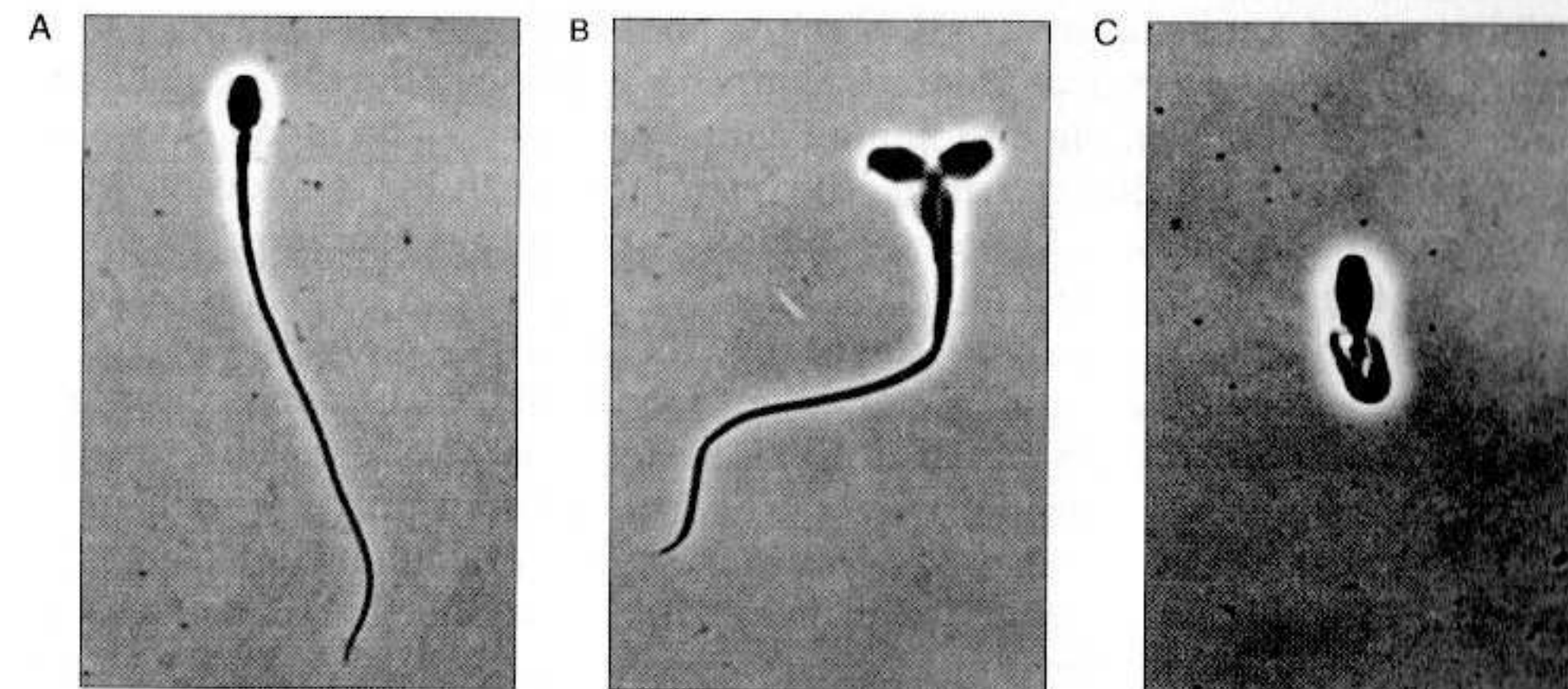
neboť několik jedinců současné generace bude disproporčně zastoupeno v genofonu generace následující.

Populační výkyvy. U některých druhů velikost populace dramaticky kolísá z generace na generaci; dobrými příklady jsou hmyzí populace (Murphy et al., 1990), jednoleté rostliny a obojživelníci. Populace s extrémními výkyvy mají efektivní velikost populace někde mezi nejnižším a nejvyšším počtem jedinců. Protože N_e více závisí na letech s minimálními počty jedinců, jeden rok drastického poklesu velikosti populace podstatně sníží její hodnotu.

Efekt hrdla lahve a efekt zakladatele. Je-li velikost populace značně zredukována, mohou se vzácné alely z populace ztratit, pokud žádný jedinec s těmito alelami nepřežije a nepředá je svým potomkům. Tento stav je známý jako **efekt hrdla lahve** (bottleneck effect). S méně alelami a poklesem heterozygotnosti klesá průměrná **zdatnost** (fitness) jedinců v populaci. Zvláštním typem efektu hrdla lahve je **efekt zakladatele** (founder effect), který se projevuje při kolonizaci, kdy několik jedinců opustí velkou populaci a založí populaci novou. Ta má často menší genetickou variabilitu než větší mateřská populace a v případě izolace také menší pravděpodobnost přežití (Bryant et al., 1998).

Populace lvů (*Panthera leo*) v kráteru Ngorongoro v Tanzánii je dobře prostudovaným příkladem efektu hrdla lahve (Packer, 1992, 1997). Populace se skládala ze 60–75 jedinců, a to až do přemnožení krev sajících much v roce 1962, které zredukovaly populaci na 9 samic a 1 samce. O dva roky později do kráteru přimigrovalo 7 dalších samců a od té doby zde nebyla zaznamenána žádná další imigrace. Malý počet zakladatelů, izolovanost populace a variabilita reprodukčního úspěchu mezi jedinci zřejmě způsobily zúžení genetické variability. Přestože populace do roku 1983 vzrostla na 125 zvířat, poklesla potom na 40 jedinců (Packer, osobní sdělení 2000). V porovnání s velkou populací lvů v sousedním Serengeti vykazují ngorongorští lvi sníženou genetickou variabilitu, vysoký počet spermatických abnormalit (obr. 3.4), sníženou

Obr. 3.4 Spermie lva: A) normální; B) bicephalická (dvouhlavá); C) nefunkční se stočeným bičíkem. (Foto D. E. Wildt & J. Howard, Národní zoologický park, Smithsonian Institution)



rychlost reprodukce a zvýšenou mortalitu mláďat. Další genetický výzkum této důležité populace byl zastaven kvůli neochotě státních úředníků při udělení výzkumného povolení pro sběr dalších vzorků.

Efekt hrdla lahve však nemusí vést vždy ke snížení heterozygotnosti. Pokud populace po dočasném snížení početnosti rychle vzrůstá, může se dřívější úroveň heterozygotnosti obnovit, třebaže je počet alel silně zredukován (Nei et al., 1975; Allendorf & Leary, 1986). Příkladem je vysoká úroveň heterozygotnosti nalezená v nepálské populaci nosorožce indického. V polovině šedesátých let sestávala tato populace z méně než 30 plodných jedinců, ale do roku 1988 vzrostla na téměř 400 jedinců (Dinerstein & McCracken, 1990).

Tyto příklady ukazují, že efektivní velikost populace je často značně menší než celkový počet jedinců v populaci. Zvláště tam, kde se vyskytují kombinace faktorů jako výkyvy ve velikosti populace, mnoho nereproduktivních jedinců a nevyvážený poměr pohlaví, může být efektivní velikost populace mnohem nižší než počet jedinců přežívajících v příznivých letech. Například pomocí speciálních genetických technik byla efektivní velikost populace pacifického lososa druhu *Oncorhynchus tshawytscha* odhadnuta na 85 jedinců, přestože celá populace měla 2000 dospělců. Tento rozpor byl připsán na vrub nerovnému úspěchu v páření dospělců (Bartley et al., 1992).

Souhrn poznatků mnoha studií zvířat žijících ve volné přírodě naznačuje, že efektivní velikost populace je v průměru 11 % celkové velikosti populace. Populace čítající 300 zvířat, zdánlivě dost velká ke svému zachování, může mít efektivní velikost pouze 33 jedinců, což indikuje vážné nebezpečí ztrát genetické variability a možnost vyhynutí (Frankham, 1996).

Pokud tedy není dostatečně velká také efektivní velikost populace, nemusí pouhé udržování velkých populací zabránit ztrátám genetické variability.

Demografické výkyvy

V ideálně stabilním prostředí se populace zvětšuje tak dlouho, dokud se nepřiblíží nosné kapacitě prostředí. V tomto bodě se průměrná natalita jedince rovná průměrné mortalitě. Jedinci skutečné populace obvykle neplodí průměrný počet potomků, ale buď nemají žádné potomky, nebo méně či více než průměr. Podobně průměrná mortalita populace může být stanovena pouze studiem mnoha jedinců. U početné populace poskytuje průměr dost přesný obraz toho, co se v populaci děje.

Jakmile velikost populace klesne pod 50 jedinců, individuální rozdíly v natalitě a mortalitě způsobí náhodné výkyvy velikosti populace směrem nahoru nebo dolů (Gilpin & Soulé, 1986; Menges, 1992). Je-li velikost populace v některém roce snížena při nadprůměrném počtu úmrtí a podprůměrném počtu narození, bude v následujících letech výsledná menší populace mnohem náchylnější k populačním výkyvům. Náhodné fluktuace opačným směrem jsou obvykle omezeny nosnou kapacitou prostředí. Jakmile se tedy

jednou velikost populace zmenší při destrukci a fragmentaci stanoviště, stane se toto demografické kolísání, známé také jako **demografická stochasticita** (demographic stochasticity), důležitým faktorem, který zvyšuje pravděpodobnost náhodného vymření (Lacy & Lindenmayer, 1995). Možnost vyhynutí je také větší u druhů s nízkou porodností, jako jsou např. sloni, protože tyto druhy potřebují více času na vzpamatování se z náhodného zmenšení velikosti populace.

Když velikost populace klesne pod kritickou hodnotu, může při nevyváženém poměru pohlaví poklesnout natalita. Například všech pět posledních přežívajících jedinců vyhynulého strnada pobřežního (*Ammodramus maritimus* subsp. *nigrescens*) byli samci, což znemožnilo umělý odchov. Podobně poslední tři jedinci vzácné rostliny *Hymenoxys acaulis* var. *glabra* z čeledi Asteraceae ve státě Illinois nebyli schopni cizosprášením mezi sebou vytvořit životaschopná semena, neboť patřili ke shodnému self-inkompatibilnímu typu (self-incompatibility – systémy bránící oplodnit sebe samé) (DeMauro, 1993). U mnoha živočišných druhů mohou být malé populace nestabilní následkem zhroucení sociální struktury, jestliže populace klesne pod určitou hodnotu – stáda pasoucích se savců a hejna ptáků nemusí najít potravu a ubránit se útokům, zvířata lovcí ve smečce jako divocí psi a lvi potřebují určitý počet členů, aby lovila efektivně. Mnoho živočišných druhů, žijících ve značně rozptýlených populacích, např. medvědi a velryby, může mít při poklesu hustoty populace problém najít si partnera. Tento jev je znám jako **efekt Alleeho** (Allee effect). U rostlin při zmenšování velikosti populace narůstá vzdálenost mezi jedinci. Řídce rozptýlené potenciální zdroje nektaru a pylu už nemusí být pro opylovače dostatečně atraktivní, což se projeví sníženou produkcí semen (Bawa, 1990).

Tato kombinace náhodných výkyvů v demografických rysech, nerovného poměru pohlaví, snížené hustoty populace a narušení sociálního chování přispívá k labilitě velikosti populace, což často vede k lokálním extinkcím.

Katastrofy a změny v životním prostředí

Náhodné změny v biotickém a abiotickém prostředí, známé jako **environmentální stochasticita** (environmental stochasticity), mohou také způsobit výkyvy ve velikostech populací druhů. Například populace ohrožených divokých králíků může být ovlivněna výkyvy populace vysoké zvěře, která se živí stejnými rostlinami jako králíci, výkyvy populace lišek, jež jsou jejich přirozenými predátory, a přítomností parazitů a chorob. Také výkyvy abiotického prostředí mohou silně ovlivnit králíčí populaci – srážky v průměrném roce mohou podpořit růst rostlin a umožnit tak růst populace, zatímco v suchých letech může nedostatek srážek růst rostlin limitovat a způsobit hladovění králíků.

Přírodní katastrofy v nepředvídatelných intervalech, jako jsou sucha, bouře, záplavy, zemětřesení, vulkanické erupce, požáry a cyklické vymírání

v okolní přírodě, mohou také způsobit dramatické výkyvy ve velikostech populací. Pravděpodobnost takových extrémních povětrnostních událostí poroste v příštích desetiletích v důsledku globálních změn klimatu. Přírodní katastrofy mohou usmrtit část populace, nebo ji dokonce z daného území celou vymýtit. Známe příklady vyhynutí velkých savců i mnoho případů, ve kterých vymřelo 70–90 % populace (Young, 1994). Přestože je pravděpodobnost výskytu přírodní katastrofy v určitém roce malá, lze ji v rámci desetiletí a staletí očekávat s vysokou pravděpodobností.

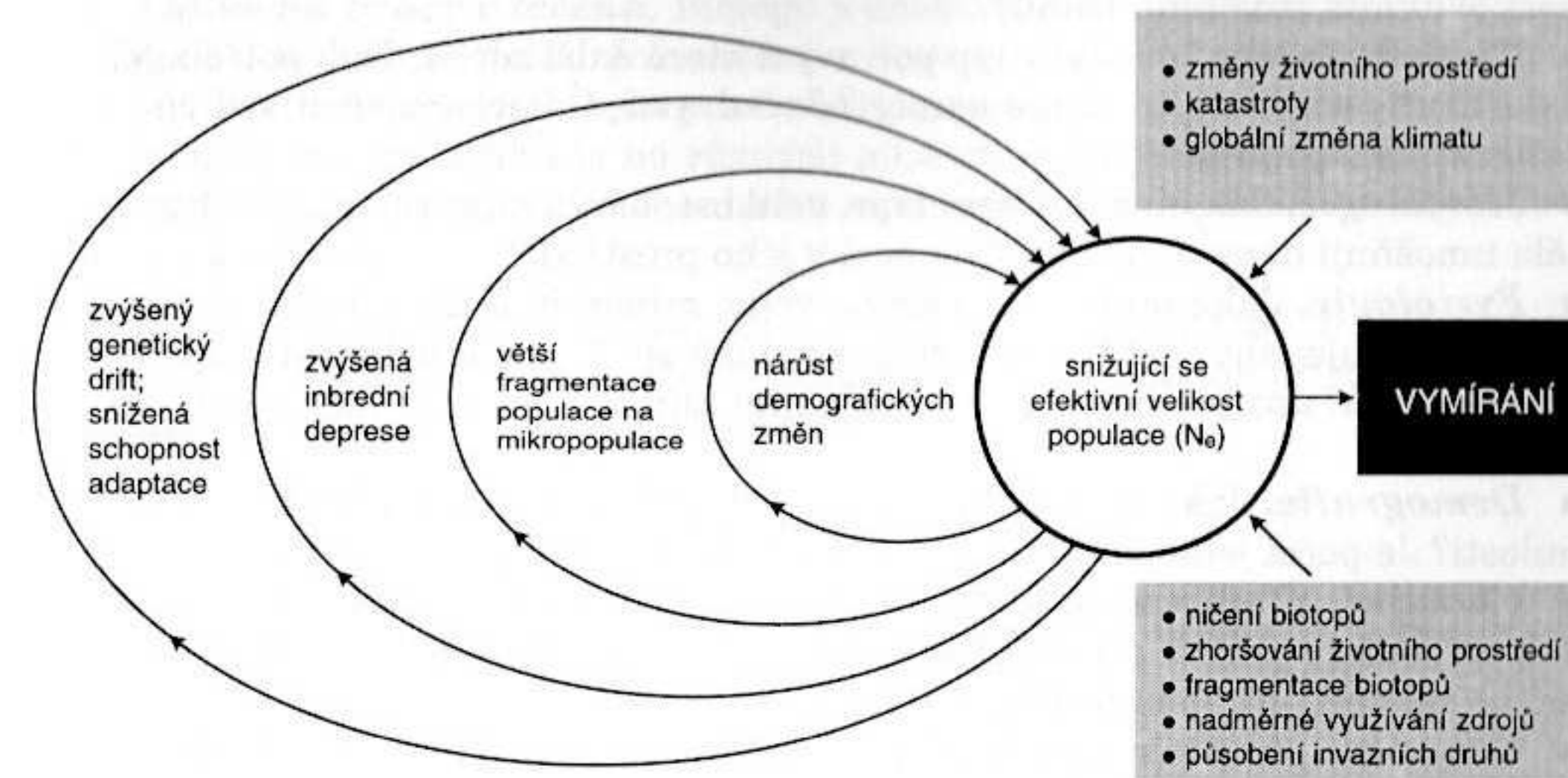
Modely Mengese (1992) a dalších ukázaly u populací s malou až střední velikostí a s nízkou rychlostí růstu, že náhodné výkyvy prostředí zvyšují pravděpodobnost extinkce více než náhodné demografické změny. V těchto modelech změny prostředí podstatně zvyšují riziko vyhynutí, dokonce i u populací s kladným populačním růstem ve stabilním prostředí (Mangel & Tier, 1994). V populačních modelech pro tropické druhy palem je minimální velikost životaschopné populace – tedy počet jedinců potřebný pro zachování 95% pravděpodobnosti přetrvání populace po dobu 100 let – okolo 50 dospělých jedinců, pokud uvažujeme pouze demografické změny (Menges, 1992). Jestliže do modelu zahrneme malé změny prostředí, vzroste minimální velikost životaschopné populace na 140 jedinců, v případě středně velkých změn prostředí až na 380 jedinců. To zdůrazňuje potřebu chránit velké populace, které by zajistily přežití druhů.

Extinkční víry

Čím je populace menší, tím více je vystavena dalším demografickým výkyvům, změnám životního prostředí a genetickým vlivům, které ji dohromady dále redukuje. Tato tendence malých populací ke zmenšování až extinkci byla přirovnána k tzv. **extinkčnímu víru** (extinction vortex) (Gilpin & Soulé, 1986). Například přírodní katastrofa, nová nemoc nebo lidská disturbance mohou silně zredukovat i velkou populaci. Výsledná malá populace pak trpí příbuzenským křížením, z něhož plyne nižší přežívání juvenilních jedinců. Tato zvýšená mortalita dále snižuje velikost populace a posiluje inbreeding. Podobně náhodné demografické změny často redukuje velikost populace, čímž ještě více prohlubují populační výkyvy a zvyšují pravděpodobnost vyhynutí.

Tyto tři faktory – změny prostředí, demografické změny a ztráty genetické variability – působí společně na pokles populace tak, že jeden faktor zvyšuje citlivost populace vůči faktorům dalším (obr. 3.5). Jakmile se jednou populace zmenší, často zanikne navzdory vysoce příznivým podmínkám umožňujícím její růst. Takové populace vyžadují citlivé programy péče o populace i prostředí (jak je dále popsáno v této knize), aby se zmenšily demografické a environmentální změny a minimalizovaly se tak projevy malé velikosti populace.

Obr. 3.5 Extinkční víry postupně snižují velikost populace až k lokálnímu vymírání. Jakmile její velikost klesne pod určitou hodnotu, vstoupí do víru, kde faktory ovlivňující malé populace začnou snižovat její velikost ještě rychleji. (Gilpin & Soulé 1986; Guerrant 1992)



Bionomie a ekologie druhů

Klíčem k ochraně a správnému využívání vzácných či ohrožených druhů je porozumění biologickému vztahu mezi daným druhem a jeho životním prostředím a znalost stavu jeho populací (Schaller, 1993). Na základě informací o **bionomii** (nauka o průběhu vývojového cyklu organismů) a **autekologii** vzácného druhu (autekologie – část ekologie zabývající se vztahem jednotlivých organismů k prostředí) mohou ochranáři mnohem efektivněji pečovat o daný druh a nalézt vlivy, které jej ohrožují a vedou k jeho extinkci (Gilpin & Soulé, 1986).

Zamysleme se nad typy ekologických otázek, které je třeba si zodpovědět před navržením a realizováním účinné ochrany na úrovni populací. U mnoha druhů lze odpovědět bez podrobnějšího výzkumu pouze na některé z těchto otázek. Bohužel rozhodnutí o vhodném managementu musí být často učiněno dříve, než jsou potřebné informace dostupné, nebo v době, kdy se teprve shromažďují. Konkrétní typ sbíraných informací samozřejmě závisí na vlastnostech daného druhu.

■ **Životní prostředí.** V jakých typech stanovišť daný druh nalézáme a jaká je jejich plošná výměra? Do jaké míry je prostředí proměnlivé v prostoru a čase? Jaký je průměrný interval mezi disturbancemi? Jakým způsobem jej ovlivňují lidské aktivity?

- **Distribuce.** V jaké části svého stanoviště se druh nalézá? Jedná se druh migrující lokálně mezi stanovišti, nebo různými geografickými oblastmi během dne či roku? Jak účinně druh kolonizuje nová území? Jak lidská činnost ovlivnila rozšíření druhu?
- **Biotické interakce.** Jaký typ potravy a které další zdroje druh potřebuje? Jaké druhy s ním o tyto zdroje soupeří? Jací dravci, škůdci a paraziti ovlivňují velikost jeho populací?
- **Morfologie.** Jakým způsobem tvar, velikost, barva a povrchová struktura těla umožňují danému druhu existenci v jeho prostředí?
- **Fyziologie.** Jaké množství potravy, vody, minerálů a dalších potřebností druh vyžaduje, aby mohl přežít, růst a množit se? S jakou účinností využívá svých zdrojů? Jak je zranitelný v extrémním klimatu, jako je teplo, zima, vítr a déšť?
- **Demografie.** Jaká je současná velikost populace druhu a jaká byla v minulosti? Je počet jedinců stabilní, vzrůstá nebo klesá?
- **Chování.** Které vzorce chování umožňují jedincům přežití v prostředí? Jak se jedinci páří a produkují potomstvo? Jakým způsobem na sebe vzájemně reagují, jak spolupracují a soutěží?
- **Genetika.** Jaká část variability morfologických a fyziologických vlastností druhu je řízena geneticky?

Shromažďování ekologických informací

Základní informace potřebné pro zachování druhu nebo stanovení statutu jeho ohrožení lze získat ze tří hlavních zdrojů.

- **Publikovaná literatura.** Jednoduchý přístup k širokému výběru knih, článků a zpráv poskytují publikační databáze, často počítačově dostupné, jako jsou *Biological Abstracts* nebo *Zoological Records*. Mohou obsahovat záznamy o dřívějších velikostech populací a jejich rozšíření, což lze srovnat se současným stavem daného druhu (Greenberg & Droege, 1999). Internet umožňuje snadný přístup k databázím, specializovaným diskusním skupinám a předplaceným databázím, jako je *Web of Science*. Někdy mají knihovny související materiál zařazen společně, takže nalezení jedné knihy vede automaticky k dalším. Jakmile jednou získáte klíčový odkaz, jeho bibliografie vám často poskytne další možnosti. *Science Citation Index*, dostupný v mnoha knihovnách a na *Web of Science*, je dalším cenným nástrojem pro vyhledávání literatury; např. vyhledáním jména W. K. Kenyon (autor důležitých vědeckých článků o tuleni havajském, publikovaných v letech 1959 až 1981) v databázi SCI můžeme nalézt recentní články o tuleni havajském, které citují tyto původní práce.
- **Nepublikovaná literatura.** Mnoho informací o ochraně přírody je obsaženo v nepublikovaných zápisech jednotlivců, státních institucí a ochránářských organizací. Tato takzvaná „šedá literatura“ je občas citována v publi-

kované literatuře nebo uváděna předními odborníky při rozhovorech a na přednáškách, stále více bývá zveřejňována na internetu. Často lze tyto záznamy získat přímým kontaktem s autorem či ochránářskou organizací.

- **Odborná práce v terénu.** Biologii jednotlivých druhů se obvykle musíme učit na základě pečlivého pozorování v terénu. Práce v terénu je často nezbytná, protože na světě bylo prostudováno jen malé procento všech druhů a ekologie mnoha druhů je na různých místech odlišná. Pouze na stanovišti lze určit statut ochrany daného druhu a jeho vztahy k biotickému a abiotickému prostředí.

Mnoho dalších metod používaných v terénu má technickou povahu a je vhodné je využívat pod dozorem odborníka nebo na základě příruček (např. Kricher, 1998; Rabinowitz, 1993; Wilson et al., 1996).

Monitorování populací

Chceme-li zjistit stupeň ohrožení vzácného druhu, můžeme jeho populace v terénu sčítat a monitorovat v čase. Opakovaným sčítáním populace (monitoringem) stanovíme její změny v čase (Schemske et al., 1994; Primack, 1998b). Dlouhodobé záznamy nám pomohou rozlišit trendy růstu nebo poklesu populace – pravděpodobně zaviněné lidským narušením – od krátkodobých výkyvů způsobených změnami počasí či nepředvídatelnými přírodními událostmi (Pechmann et al., 1991; Cohn, 1994). Monitoring efektivně ukazuje, jak populace reaguje na změny prostředí. Například pomocí monitorování se ukázalo, že pokles určité populace orchidejí byl spojen s nadměrnou pastvou dobytka na daném stanovišti (viz dále). Toto sledování může být také zaměřeno na zvláště citlivé druhy, jako jsou motýli, které lze využít jako **biologické indikátory** (indicator species) dlouhodobé stability ekologických společenstev (Sparrow et al., 1994).

Počet monitorovacích studií velmi vzrostl v posledním desetiletí, kdy se státní instituce a nevládní organizace začaly více zajímat o ochranu vzácných a ohrožených druhů (Goldsmith, 1991). Přehled projektů monitorujících vzácné a ohrožené rostliny v USA ukázal výrazný vzestup počtu prací zahájených v letech 1974 až 1984 – během tří let od 1974 do 1976 byl uskutečněn pouze jeden projekt, zatímco v letech 1982 až 1984 jich bylo odstartováno více než 120 (Palmer, 1987). Nejčastějším typem těchto projektů byly inventarizace (40 %) a demografické studie populací (40 %); výběrová šetření byla méně častá (20 %).

Inventarizací rozumíme zjišťování počtu jedinců v populaci. Opakováním soupisu v časových intervalech jdoucích po sobě můžeme stanovit, zda je populace stabilní, početně roste, nebo klesá. Inventarizace je nenákladná a přímá metoda. Pomůže nám odpovědět na otázky typu: Kolik jedinců v současné době v populaci existuje? Byla populace během inventarizovaného ob-

Obr. 3.6 Monitorování populací vyžaduje specializované techniky vhodné pro dané druhy.
 A. Ornitoložka kontroluje zdravotní stav a váhu kulíka hvízdavého (*Charadrius melodus*). Všimněte si identifikačního kroužku na ptačí noze. (Foto Laurie McIvor)
 B. Botanik sleduje změny listové plochy a počtu květů označených rostlin střevíčníku (*Cypripedium acaule*) během desetileté periody. U jednotlivých listů měří rychlost příjmu oxidu uhličitého, míru fotosyntetické aktivity a další ukazatele zdravotního stavu rostliny. Všimněte si hliníkové značky upevněné drátkem k zemi; tyto značky vytrvaly na ploše již 16 let. (Foto Richard Primack)
 C. Sčítání rybí populace obývající útes v tropickém moři. (Foto © Simon Jennings)



dobí početně stabilní? Inventarizace provedené v rámci většího území pomáhají stanovit rozsah výskytu druhů a území jejich lokální abundance.

Výběrová šetření používají opakovatelné statistické metody k odhadu hustoty druhu ve společenstvu. Území může být rozděleno do vzorkovacích úseků a v každém z nich je zjištěn počet jedinců. Naměřené hodnoty se zprůměrují a používají k odhadu okamžité velikosti populace. Statistické metody jsou vhodné u početných nebo rozsáhlých populací. Jsou zvláště cenné tam, kde určitá stadia v životním cyklu druhů jsou velmi nenápadná, drobná nebo schovaná, jako jsou semena nebo semenáčky mnoha rostlin či larvální stadia vodních bezobratlých.

Demografické studie sledují konkrétní jedince v populaci, stanoví jejich rychlost růstu a reprodukce a pravděpodobnost přežití. Musí v ní být zahrnuta individua všech věkových kategorií a velikostí. Můžeme sledovat celou populaci nebo pouze její vzorek. V ucelené populační studii se sčítají všichni jedinci se svými charakteristikami – odhad stáří, jejich velikost, pohlaví – a jsou označeni pro budoucí identifikaci. Je zmapována jejich pozice v rámci lokality a někdy se odebírají vzorky tkáně pro genetickou analýzu.

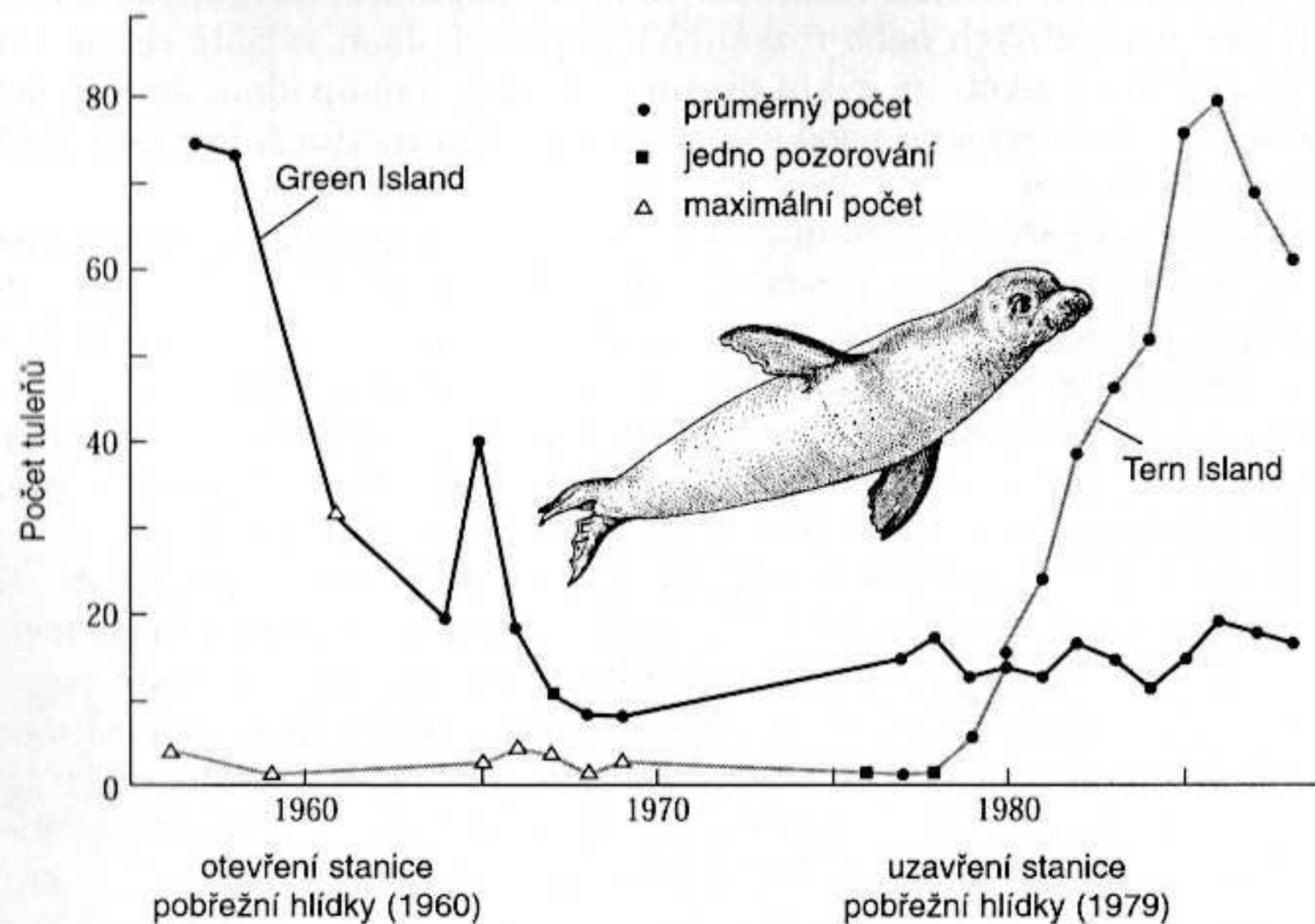
V populačních studiích se užívají různé metody podle vlastností daného druhu a účelu studie. Každá disciplína má své vlastní techniky pro sledování jedinců v čase: ornitologové kroužkují ptáky, mammaliologové často připevňují štítky k uším zvířat a botanici upevňují hliníkové popisky ke stromům (obr. 3.6; Goldsmith, 1991). Informace z demografických studií lze použít k výpočtu rychlosti populačních změn a k odhalení zranitelných stadií během životního cyklu (Caswell, 1989; Tuljapurkar & Caswell, 1997).

Demografické studie nám mohou poskytnout informace o věkové struktuře populace. Stabilní populace mají typické věkové rozdělení s charakteristickým počtem juvenilních jedinců, mladých a starších dospělců. Nepřítomnost nebo nízký počet některé věkové skupiny, obzvláště juvenilních jedinců, napovídá, že se s populací děje něco negativního. Vyšší počet juvenilních a mladých jedinců může naopak ukazovat, že populace je stabilní nebo dokonce roste. Pečlivá analýza dlouhodobých dat nebo změn populace v čase je často potřebná pro odlišení krátkodobých výkyvů od dlouhodobých trendů.

Populační studie také objasňují prostorové vlastnosti druhu, které mohou být velmi důležité při péči o životaschopnost izolovaných populací. Počet populací druhu, výměna jedinců mezi nimi a stabilita populací v prostoru a čase jsou důležitými ukazateli, které je nutno brát v úvahu zvláště u druhů, které jsou tvořeny soubory dočasně existujících populací, jež jsou navzájem spojeny migrací, známými jako metapopulace (viz dále). Uvedme několik příkladů monitorovacích studií.

■ **Tuleň havajský.** Inventarizace populace tuleně havajského (*Monachus schauinslandi*) zdokumentovala pokles z téměř 100 dospělců zaznamenaných v padesátých letech 20. století na méně než 14 na konci šedesátých let (obr. 3.7; Gerrodette & Gilmartin, 1990). Také počet mláďat během tohoto období poklesl. Na základě tohoto vývoje byl tuleň havajský prohlášen za ohrožený druh, jehož záchrana byla realizována v oblasti Tern Island (severozápadní ostrov Havajského souostroví) (Ackerman, 1992).

Obr. 3.7 Inventarizace populace tuleně havajského na severozápadním havajském ostrově Green Island (silná čára) odhalila prudký pokles populace po otevření stanice pobřežní hlídky. Uvedené údaje pocházejí z jednoho pozorování, průměru nebo maxima několika pozorování. (Gerrodette & Gilmartin 1990)



■ **Mořští měkkýši.** Lidé žijící v Transkeii, pobřežní oblasti JAR, sbírají tradičně k jídlu mořské měkkýše (Lasiak, 1991). Ke zjištění, zda tradiční metody sběru mohou vést ke zdecimování měkkýších populací, byly použity statistické metody. Četnost a velikostní rozdělení měkkýšů byly porovnány v chráněných a ve využívaných skalních oblastech. Průzkum ukázal, že ačkoli sběr dospělců vyčerpává populace ve využívaných územích, jsou jejich stavy rychle doplněny larvami, které pravděpodobně migrují z nedalekých chráněných oblastí a přilehlých nedostupných podpřílivových zón.

■ **Tořič pavoukonosný.** Ve druhé polovině 20. století byl v Británii zaznamenán závažný úbytek tořiče pavoukonosného (*Ophrys sphegodes*, čeleď vstavačovité). Devítiletá demografická studie ukázala, že rostliny jsou neobvykle krátce žijícími zástupci orchidejí a pouze polovina jedinců přežívá déle než dva roky (Hutchings, 1987). Vzhledem k tak krátké délce života je tento druh zvláště zranitelný při nepříznivých podmínkách. V jedné ubývající populaci umožnila demografická analýza najít klíčový prvek poklesu populace – poškození půdy pasoucím se dobyt看. Významné zotavení celé populace umožnila změna hospodaření, kdy je povolena pastva ovcí pouze v době, kdy rostliny nekvětou a neplodí.

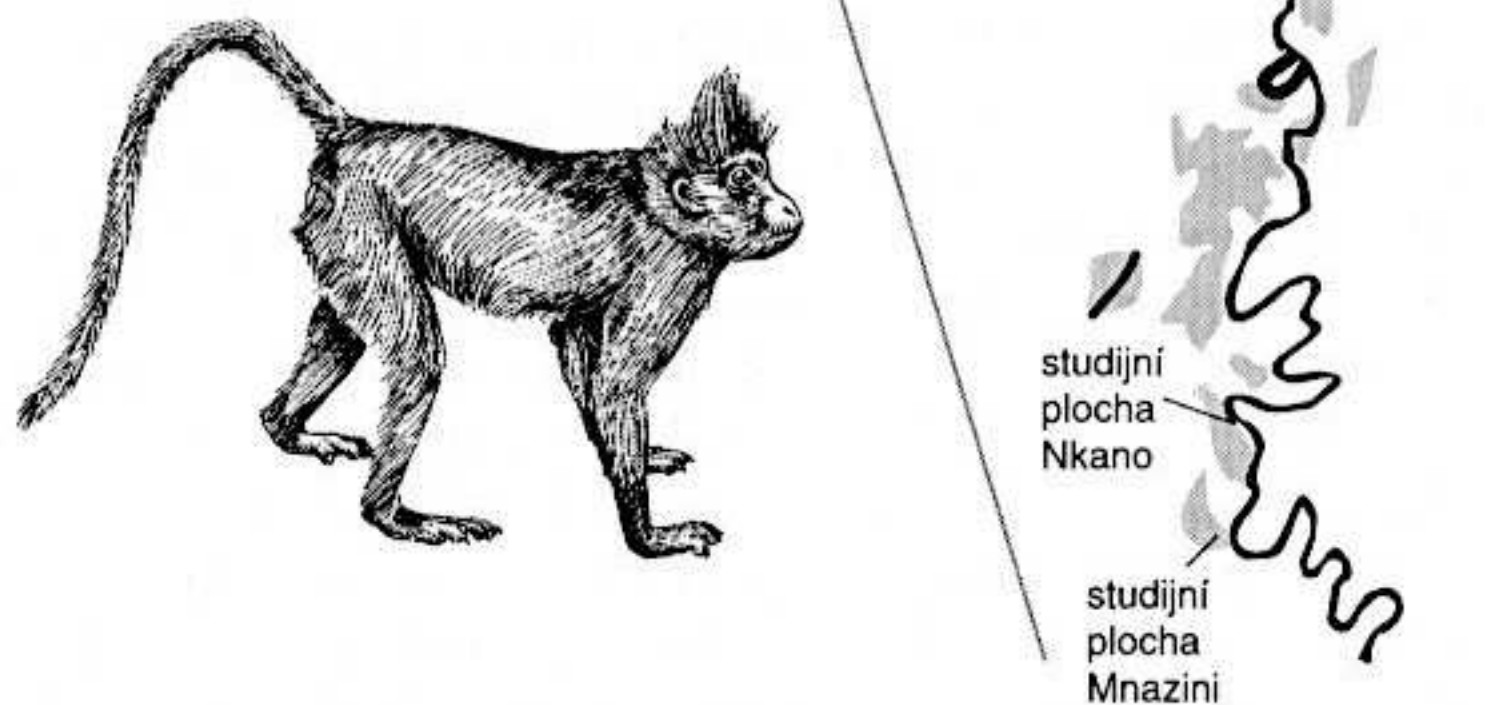
Monitorovací studie hrají čím dál tím důležitější roli v ochraně přírody. Monitoring má dlouhou tradici v zemích mírného pásu, zvláště ve Velké Británii (Goldsmith, 1991). V Severní Americe bylo při průzkumu hnízdicích ptáků v posledních 30 letech sčítáno ptačí zastoupení na zhruba 1000 lokalitách a tyto údaje jsou nyní využity k určení stability stěhovavých populací zpěvného ptactva v čase (James et al., 1996). V rámci některých monitorovacích projektů byly zřízeny trvalé výzkumné plochy v tropických lesích, např. plocha o velikosti 50 ha v panamské přírodní rezervaci Barro Colorado Island, na kterých se sledují změny druhů a společenstev v čase (Condit et al., 1992). Tyto studie ukázaly, že populační dynamika mnoha tropických dřevin a ptačích druhů je daleko proměnlivější, než se zdálo (Laurance & Bierregaard, 1997). Na základě toho by měly být zvýšeny odhady jejich minimálních velikostí životaschopných populací.

Analýza životaschopnosti populace

Analýza životaschopnosti populace (population viability analysis – PVA) rozšiřuje demografickou analýzu o zjištění, zda je druh schopný v životním prostředí přežít (Soulé, 1990; Ruggiero et al., 1994; Akçakaya et al., 1999). PVA hodnotí vztah mezi požadavky druhu a zdroji dostupnými v prostředí, aby našla zranitelná stadia v jeho životním cyklu. PVA může být užitečnou metodou pro pochopení jevů způsobených ztrátou, fragmentací a degradací stanovišť vzácných druhů. Ačkoli se standardní metodologie a statistický rámec PVA stále ještě dotvářejí a mění (Burgman et al., 1993; Lacy & Lindemayer, 1995), její metody systematického a komplexního studia dat jsou logickým rozšířením přírodovědného výzkumu a demografických studií. Tyto pokusy používající matematickou statistiku k předpovídání budoucích trendů ve vývoji velikosti populací je však třeba brát opatrně a s velkou dávkou „selského“ rozumu (Mann & Plummer, 1999).

Projekty využívající analýzu životaschopnosti populace neexistují jen na papíře. Jedním z dokonalých příkladů PVA, kombinující genetické a populační analýzy, je studie mangabeje chocholátoho (*Cercocebus galeritus* subsp. *galeritus*), ohroženého primáta s výskytem omezeným na záplavové oblasti lužních lesů přírodní rezervace Tana River podél řeky Tana ve východní Keni (obr. 3.8; Kinnaird & O'Brien, 1991). Protože jeho biotop byl zmenšen a roztržtěn zemědělskými aktivitami v posledních 15–20 letech, zmenšila se celková populace přibližně o 50 % a stejně poklesl počet skupin zvířat. Zatímco populace mangabejů čítala v roce 1989 okolo 700 jedinců, efektivní velikost populace byla pouze okolo 100 jedinců (vzhledem k velkému množství nereprodukcujících se jedinců a variabilitě v počtu potomků). S takto nízkou efektivní velikostí populace je mangabej ohrožen ztrátou značného množství genetické variability. Aby byla zachována efektivní velikost populace čítající 500 jedinců, počet považovaný za dostatečný pro uchování genetické variability,

Obr. 3.8 Národní rezervace primátů na řece Tana v Keni; zbývající zalesněné plošky v rezervaci podél řeky jsou vyznačeny šedě. Populace mangabeje chocholaté se vyskytuje pouze v této oblasti východní Afriky a je stále více ohrožena fragmentací lesa a lidskými zásahy. (Kinnaird & O'Brien, 1991)

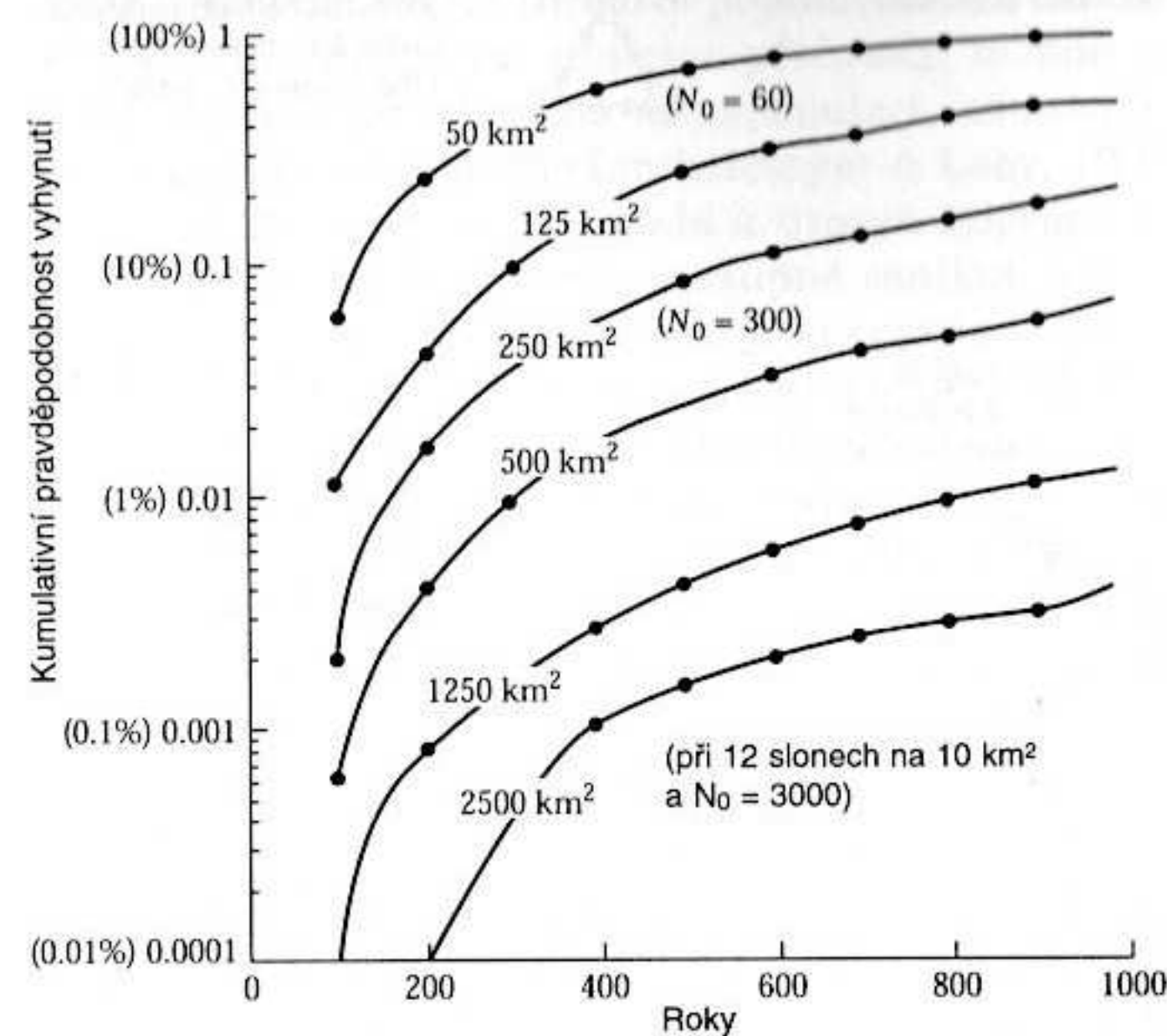


měla by udržovaná populace mít okolo 5000 mangabejů. Demografická analýza navíc ukázala, že v současné situaci je pravděpodobnost extinkce dané populace během následujících 100 let rovna 40 %. Abychom zajistili 95% pravděpodobnost, že populace přežije po dobu 100 let, založenou pouze na demografických faktorech, měla by velikost populace činit téměř 8000 jedinců.

Genetické i demografické analýzy ukazují, že dlouhodobá budoucnost současné populace mangabeje chocholaté je bezútěšná. Vezmeme-li v úvahu omezený areál a stanoviště daného druhu a rostoucí lidskou populaci v dané oblasti, zdá se cíl zvýšení velikosti populace na 5000–8000 jedinců nereálný. Plán péče, který v sobě kombinuje zvětšení území chráněného lesa, obohacení druhové skladby porostu pro zvýšení počtu živných rostlin, jimiž se mangabejové živí, a vybudování koridorů, které by jim umožnily pohyb mezi zbytky lesa, může zvýšit pravděpodobnost přežití těchto afrických primátů.

PVA hraje roli také ve světově populární ochraně slona afrického, který je i symbolem života v divočině. V poslední době došlo k prudkému poklesu jeho početního stavu. Analýza životaschopnosti sloní populace v polopoušti Národ-

Obr. 3.9 Kumulativní pravděpodobnost vyhynutí pro sloní populaci v chráněných územích různé velikosti v závislosti na čase (logaritmické měřítko). Při hustotě 12 slonů na 10 km² má chráněné území o rozloze 2500 km² počáteční populaci $N_0 = 3000$ slonů; pravděpodobnost vyhynutí během 100 let je blízko 0 % a během 1000 let 0,4 %.



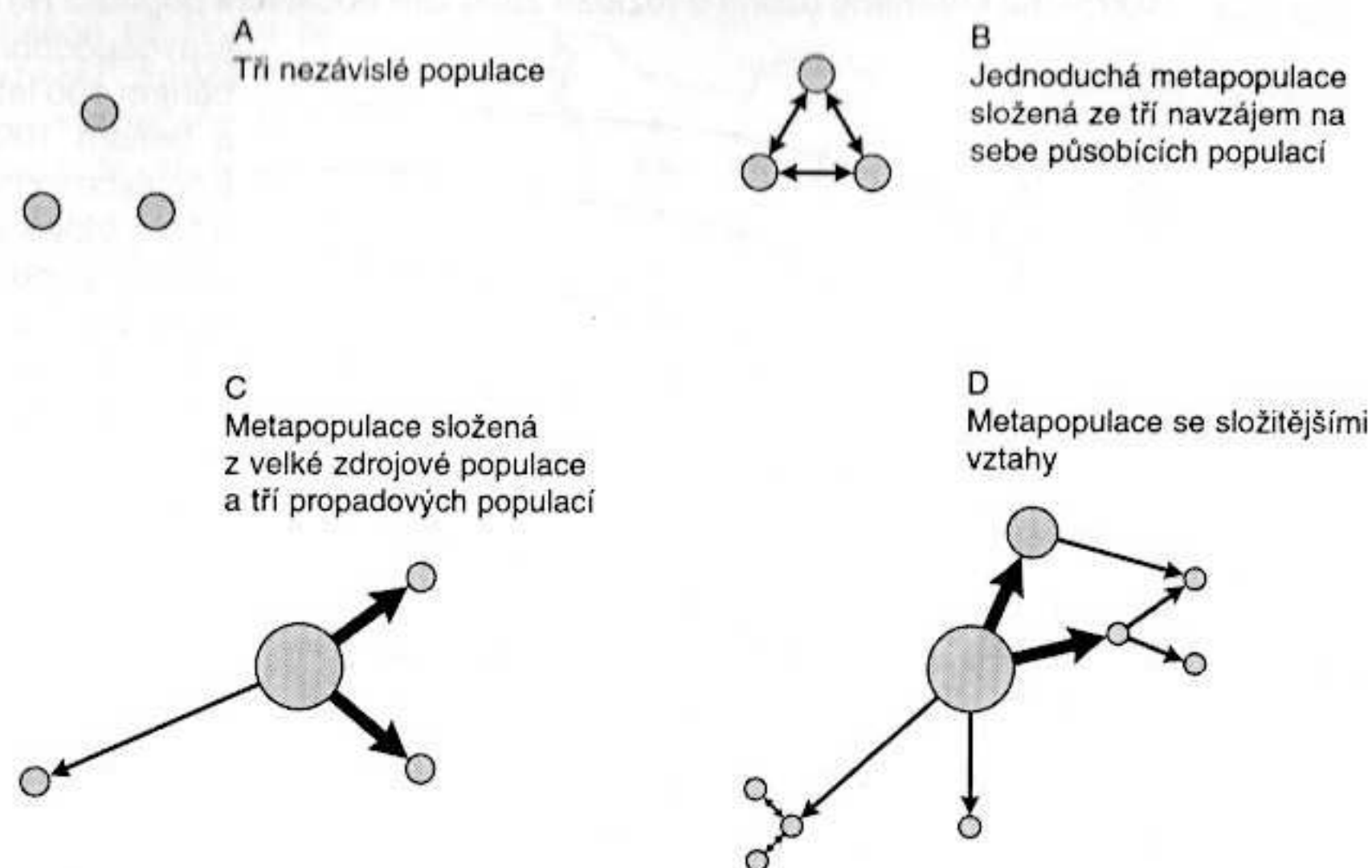
Populace v chráněném území o rozloze 250 km² s počáteční populací $N_0 = 300$ slonů má pravděpodobnost vyhynutí během 1000 let 20 %. (Armbruster & Lande, 1993)

ního parku Tsavo v Keni ukázala, že pro 99% pravděpodobnost přežití populace po dobu 1000 let je potřeba území velké minimálně 2500 km² (obr. 3.9; Armbruster & Lande, 1993). S přibližnou hustotou 12 zvířat na 10 km² to představuje velikost populace asi 3000 zvířat. V takové rezervaci by populace tolerovala i mírný stupeň odlovu, aniž by došlo k podstatnějšímu zvýšení pravděpodobnosti extinkce.

Metapopulace

V průběhu času mohou populace v lokálním měřítku zanikat a naopak nové vznikat na sousedních příhodných stanovištích. Mnoho druhů, které žijí na pomíjivých stanovištích, jako jsou společenstva opakovaně zaplavovaných břehů vodních toků nebo nedávno vypáleného lesa, lze nejlépe charakterizovat pomocí **metapopulací** (metapopulation) tvořených proměnlivou mozaikou dočasných populací spojených určitou mírou migrace. U těchto druhů s krátkodobě žijícími populacemi dochází v každé generaci k dramatickým změnám jejich rozšíření. U dalších druhů mohou být metapopulace charakterizovány jednou nebo více **zdrojovými** (source) populacemi s poměrně stabilními počty a několika **propadovými** (sink) populacemi s kolísajícími počty. Propadové populace mohou v nepříznivých letech vyhynout, ale po nástupu

Obr. 3.10 Potenciální uspořádání metapopulací; velikost kroužku indikuje velikost populace. Šipky ukazují směr a intenzitu migrace mezi populacemi. (White 1996)



příznivějších podmínek mohou být území znovu kolonizována (zachráněna) přistěhovalci ze zdrojových populací (obr. 3.10; Hanski et al., 1996; Hanski & Simberloff, 1997; Frouz & Kindlmann, 2001). Cílem populačních studií je většinou jedna nebo několik populací, ale chceme-li co nejvěrněji zachytit obraz daného druhu, měli bychom studovat celou metapopulaci.

Předností metapopulačních modelů je rozpoznání dynamiky lokálních populací a pohybu organismů z jedné lokální populace do druhé. Poznání, že tu a tam dochází ke kolonizaci a migraci, umožňuje biologům zvážit dopad efektu zakladatele a genetického driftu na druhy. Následující příklady jsou ukázkou metapopulačního přístupu, který se ukázal mnohem užitečnější pro porozumění a péči o daný druh než popis jedné populace.

Endemický všivec *Pedicularis furbishiae* v americkém státě Maine se vyskytuje podél řeky, která je vystavena periodickým záplavám (Menges, 1990). Záplavy sice obvykle zničí některé existující populace, ale na druhé straně vytvoří obnažené říční břehy, stanoviště vhodná pro uchycení nových populací. Studie jedné populace by vždy ukázala neúplný obraz daného druhu, protože stávající populace žijí jen krátce. V tomto případě je metapopulace skutečně vhodnou jednotkou studia a povodí vhodnou jednotkou managementu.

Americký hnědásek *Euphydryas* sp. byl rozsáhle studován v Kalifornii (Murphy et al., 1990). Jednotlivé motýlí populace často zanikají, ale migrace a kolonizace neobsazených území umožňují danému druhu přežít. Stochastická prostředí a nedostatečně pestrá stanoviště mají často za následek vyhybnutí lokálních populací. Největší a nejvytrvalejší populace jsou nalézány ve velkých územích, kde jsou jak vlhké severní, tak teplejší jižní svahy. Motýli

migrující z těchto zdrojových populací často kolonizují neobsazená propadová území. V teorii metapopulací znamená zničení jedné centrální populace zánik mnoha dalších propadových populací v širším území, které záviselo periodickými kolonizacemi na zdrojové populaci. Také lidské výtvoření omezující šíření druhů, jako jsou ploty, silnice a přehradby, mohou mít za následek přeměnu velké souvislé populace na metapopulaci, kde malé zbytkové populace zabírají fragmenty stanovišť (Lindenmayer & Lacy, 1995). Když je velikost populace v těchto fragmentech malá a úroveň migrace mezi nimi nízká, bude populace v každém fragmentu postupně zanikat, aniž by došlo k opětovné kolonizaci. Příkladem takového jevu jsou populace modráska hořcového (*Maculinea alcon*), které ztratily při současné fragmentaci životního prostředí České republiky možnost metapopulačního chování (obr. 3.11). Vývoj druhu je striktně vázán na hořec hořepník (*Gentiana pneumonanthe*), jehož četné lokality v důsledku meliorací a ztráty obhospodařování postupně zanikly. Populace vzácného modráska nyní přežívají v okolí izolovaných populací rostlin, které jsou od sebe příliš vzdáleny na to, aby dospělci motýlů mohli kolonizovat nová území (doletová vzdálenost dospělců je zhruba 1–1,5 km).

Jezevec lesní (*Meles meles*) je v Nizozemsku intenzivně chráněným druhem, jehož populace jsou silně redukovány výstavbou cest, železnic, vodních kanálů a měst. Vytvořené bariéry zvyšují celkovou mortalitu zvířat (doprava je hlavní příčinou smrti dospělých jezevců) a omezují migraci mezi jednotlivými subpopulacemi. Simulační program BADGER (Van Hall Instituut, Produktgroep Simulaties, Groningen, Nizozemsko) vychází z volitelných parametrů modelů populační dynamiky: pravděpodobnosti reprodukce, přežití a migrace. Model člení populace do tří úrovní. Nejmenší subpopulace se nazývají klany a mohou obsahovat jednoho a více jezevců, nebo mohou být prázdné. Druhou

Obr. 3.11 Složitý životní cyklus modrásků je silně vázán na určité typy stanovišť, které splňují všechny předpoklady pro zdárný vývoj motýlů. Na obrázku samice modráska *Maculinea alcon* klade vajíčka na živnou rostlinu hořec hořepník (*Gentiana pneumonanthe*). Monofágní housenky, které se živí pouze touto rostlinou, posléze napodobují mravenčí larvy a nechávají se přenést mravenci rodu *Myrmica* do lučních mravenišť. Mravenci se o parazitické housenky starají až do té doby, než se tyto zakuklí a přemění v imago. (Foto Z. Křenová)



úroveň je skupina klanů jednoho území. Klany v jedné skupině mají stejnou „kvalitu“ a úroveň migrace mezi sebou. Třetí úroveň je populace, která se skládá ze dvou skupin. Migrace mezi skupinami je poměrně vzácná. Tyto dvě skupiny jsou od sebe odděleny různými bariérami (dálnicí, vodním kanálem, polní cestou apod.). Výsledkem deterministického nebo stochastického modelu je predikce vývoje populace jezevců (demografická struktura populace; přetrvání klanů, skupin a populace v prostředí; úroveň migrace, mortality a natality). Program názorně ilustruje například vliv šestiproudové dálnice bez zvířecích koridorů, která zabije všechny migrující jedince. Pomocí programu lze řešit reálné situace, při kterých je nutno zhodnotit vliv fragmentace krajiny na populace ohroženého druhu.

Dlouhodobé monitorování druhů a ekosystémů. Dlouhodobé sledování ekosystémových procesů (teplota, srážky, vlhkost, kyselost půdy, kvalita vody, průtok vodotečí, půdní eroze atd.), společenstev (přítomnost druhů, množství vegetačního krytu, množství biomasy každé trofické úrovně atd.) a početnosti populací (počet přítomných jedinců určitých druhů) je velmi důležité, neboť jinak je obtížné odlišit normální každoroční výkyvy od dlouhodobých trendů (Magnuson, 1990; Primack, 1992). Například velikost mnoha po-

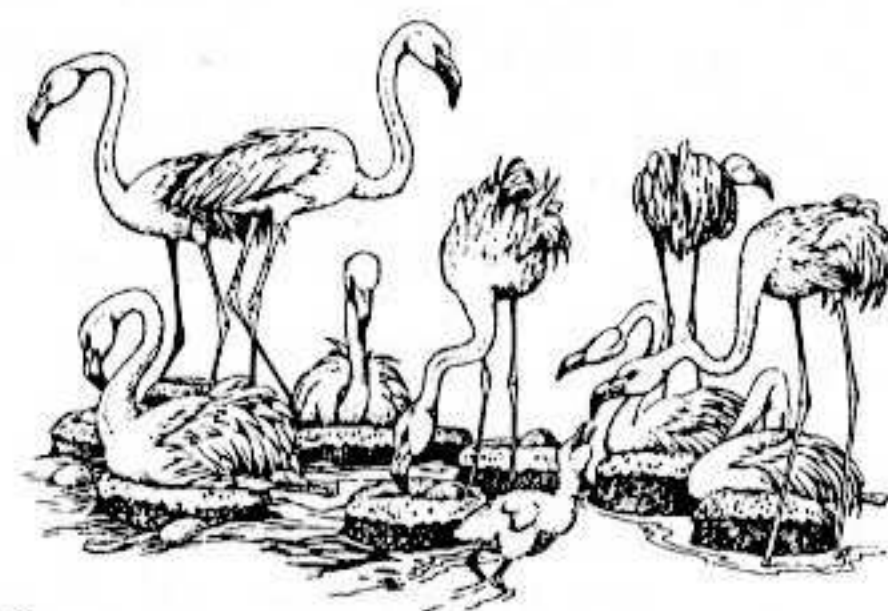
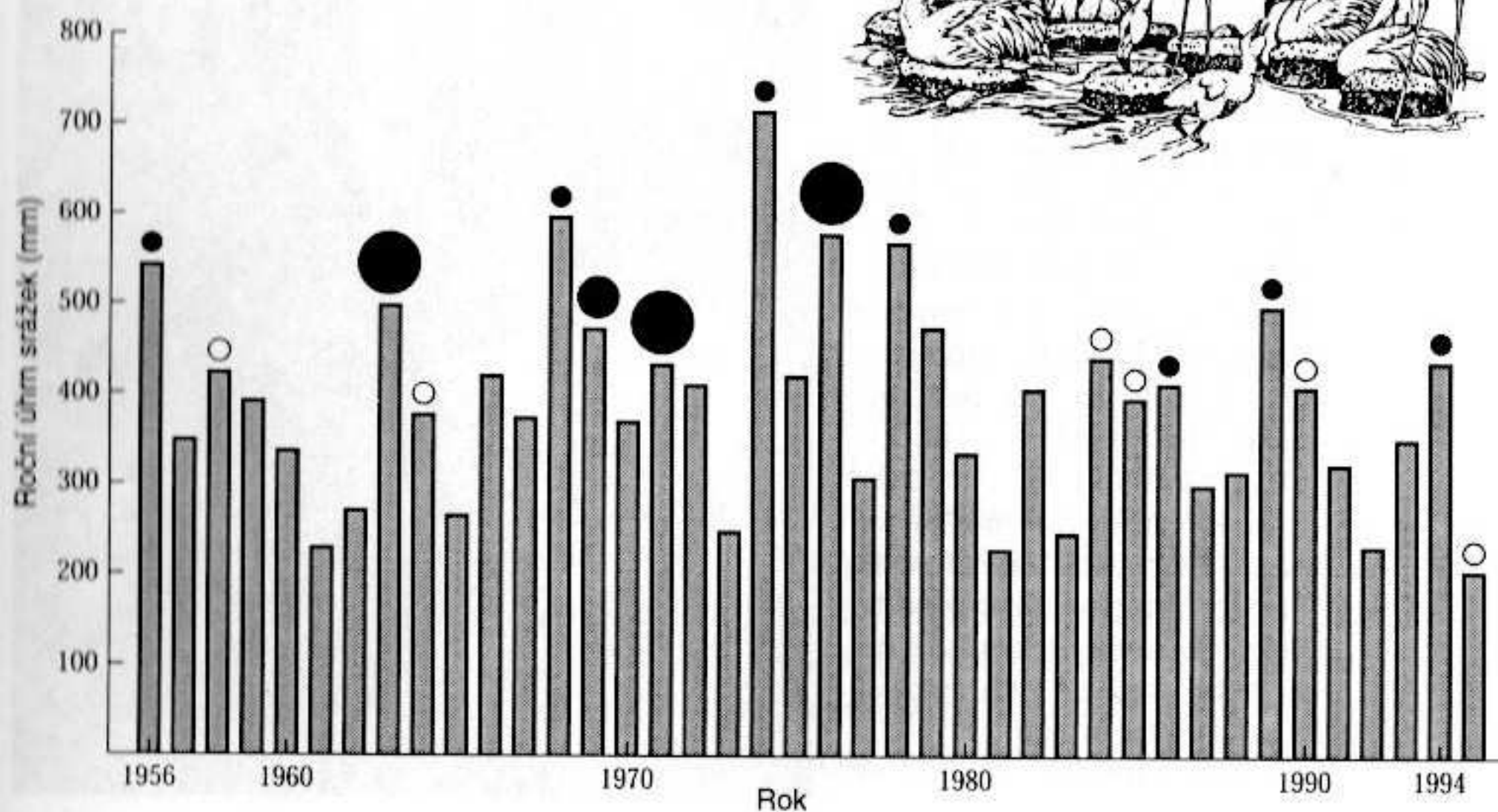
pulací obojživelníků, hmyzu a jednoletých rostlin se každý rok velmi liší, a proto je třeba sbírat data více let, abychom stanovili, zda abundance určitého druhu skutečně klesá nebo pouze prodělává několik let s nízkým stavem ve shodě s pravidelnými výkyvy. Například čtyřicetileté pozorování populací dvou druhů plameňáků v Jižní Africe odhalilo, že velký počet mláďat se líhne pouze v letech s vydatnými srážkami (obr. 3.12). Počet líhnoucích se mláďat je v současnosti mnohem nižší než v minulosti, což upozorňuje na možnost lokálního vyhynutí daných druhů. Monitoring je zvláště důležitý v integrovaných ochrannářských a rozvojových projektech, jejichž cílem je dlouhodobá ochrana biologické diverzity (Kremen et al., 1994; Bawa & Menon, 1997). Monitoring umožňuje ochránářům stanovit, zda jsou cíle jejich projektů dosažitelné, nebo zda by měly být v plánech provedeny úpravy.

Skutečnost, že environmentální snahy mohou zaostávat až několik let za počátečními příčinami problémů v přírodě, je výzvou k tomu, abychom se již nyní začali zabývat změnami ekosystémů. Například kyselá dešť a další složky znečištěného ovzduší mohou během desetiletí oslabit a usmrtit stromy, čímž se zvýší půdní eroze a snos půdy do přilehlých toků, takže vodní prostředí se stane nevhodným pro larvy některých vzácných druhů hmyzu. V takovém případě se příčina (znečištěné ovzduší) může vyskytnout desetiletí předtím, než lze zaznamenat její následky (úbytek hmyzu). Kyselá dešť, globální změna klimatu, vegetační sukcese, depozice dusíku a invaze exotických druhů – to všechno jsou příklady procesů, které působí dlouhodobé změny v přírodních společenstvech, ale při pohledu z naší krátkodobé perspektivy je často přehlédneme. Některé dlouhodobě zaznamenávané údaje lze získat z klimatických stanic, každoročního sčítání ptáků, lesnických inventarizací, vodohospodářských úřadů a starých fotografií vegetace, ale počet údajů z dlouhodobého monitorování přírodních společenstev je pro ochrannářské účely stále nedostačující. K nápravě této situace začalo mnoho výzkumných vědeckých stanic monitorovat ekologické změny vybraných oblastí v časovém rozpětí desetiletí až století. Jedním takovým programem je komplex 295 míst dlouhodobého výzkumu ekologie (LTER) zřízený Národní nadací USA pro vědu (U.S. National Science Foundation) (Swanson & Sparks, 1990).

Projekty dlouhodobého ekologického výzkumu (Long-Term Ecological Research – LTER) se už dlouho uskutečňují v různých ekosystémech po celém světě. Na základě pravidelného průběžného sledování ekosystémů a jejich složek se snaží rozpoznat jejich změny v čase. Klasickým monitorováním je sledování změn počasí na všech úrovních, od místní až po globální. Další formou vhodnou pro rozpoznávání možných změn v relativně stabilních systémech (např. druhového složení vegetace, chemických vlastností půd, výskytu populací chráněných organismů) je sice přerušované, ale opakované kvantitativní pozorování a měření těchto systémů.

V posledních desetiletích 20. století jsme byli svědky více či méně úspěšných pokusů koordinovat projekty LTER, případně je „dostat pod jednu stře-

Obr. 3.12 Sloupce ukazují srážkové údaje z Národního parku Etosha v letech 1956–1995. Páření plameňáků v daných letech je označeno kroužky. Prázdné kroužky označují neúspěšné množení – vejce byla nakladena, ale mláďata se nevylíhla. Plné kroužky naznačují, že se mláďata vylíhla: malé kroužky = méně než sto, střední = stovky; velké = tisíce mláďat. Poslední velké líhnutí se vyskytlo v roce 1976. (Simmons 1996)



chu". Tato snaha má své opodstatnění, neboť mnohé ekosystémy ve všech částech světa nyní prodělávají rychlé velkoplošné až globální změny prostředí vzniklé přirozeně nebo vyvolané lidskou činností (např. vzrůst koncentrace CO₂ v ovzduší, ubývání ozonu v horních vrstvách atmosféry, vysoušení rozsáhlých původně vlhkých oblastí, rozrůstání velkoměst). Již od sedmdesátých let 20. století se o syntézu již uveřejněných, ale roztroušených poznatků o některých těchto změnách (dezertifikace rozsáhlých území, změny v globálních biogeochemických cyklech, důsledky změn ve využívání půdního fondu, riziko jaderné války atd.) snaží mezinárodní nevládní program **SCOPE** (Scientific Committee for Problems of Environment – Vědecký výbor pro otázky životního prostředí při Mezinárodní radě vědeckých unií ICSU). O koordinaci hodnocení starších dat a sběru nových o změnách v různých významných ekosystémech se pokouší především program ILTER (International LTER), vzniklý z iniciativy severoamerických ekologů, kterého se v roce 2000 účastnilo asi 30 států, mezi nimi i ČR (box 3.1).

Šířeji pojaté definici LTER odpovídá také výzkum rašelinišť s cílem rekonstruovat jejich vývoj od počátku jejich existence do současnosti, nebo sledování současného a rekonstrukce minulého vývoje lesů, často na rozsáhlých územích, opírající se mj. o periodické hodnocení stavu lesů a zjišťování změn vlastností půdy. Letokruhová analýza soliterních stromů pomáhá odhadovat změny počasí a klimatu v průběhu jejich života. Archivní výzkum také pomáhá odhalovat a hodnotit dlouhodobé změny ve struktuře a funkci některých ekosystémů. Tyto činnosti ovšem probíhají i nezávisle na programu ILTER. Dnes je snaha začlenit ILTER do nového světového programu **Systém globálního sledování terestrických ekosystémů** (Global Terrestrial Observation System – GTOS), jehož cílem je zlepšit a rozšířit získávání informací o suchozemských ekosystémech a začlenit je do světového souboru znalostí, který nám pomůže rozumně spravovat naši planetu i pro budoucí generace. GTOS bude doplňovat další systémy globálních pozorování zaměřené na klima (GCOS) a oceány (GOOS).

Zakládání nových populací

Namísto pouhého pasivního pozorování, jak ohrožené druhy mizí a hynou, začali ochránci přírody vyvíjet různé aktivity k záchraně těchto druhů. Byly vytvořeny různé metody zakládání nových divoce nebo polodivoce žijících populací vzácných a ohrožených druhů i metody k posílení současných populací (Gipps, 1991; Bowles & Whelan, 1994). Tyto experimenty dávají naději, že druhy žijící nyní v zajetí mohou znovu nabýt svých ekologických a evolučních rolí v přírodních společenstvech. U volně žijících populací je menší pravděpodobnost, že budou zničeny katastrofami (jako jsou epidemie či války), které ohrožují populace chované v zajetí. Mimoto pouhý nárůst počtu a velikosti populací daných druhů všeobecně snižuje pravděpodobnost jejich extinkce.

BOX 3.1 Projekty dlouhodobého ekologického výzkumu v ČR

Každý účastnický stát programu mezinárodního dlouhodobého ekologického výzkumu (ILTER) je povinen do něj přihlásit aspoň jedno místo, kde se uskutečňuje výzkumný projekt odpovídající svou náplní definici LTER. V roce 1995 přijela do České republiky skupina odborníků z U.S. LTER a s pomocí Národního komitétu programu UNESCO „Člověk a biosféra“ (MAB) navštívila místa vhodná jako srovnávací ekosystémy – biosférické rezervace, národní parky a pracoviště Hydrobiologického ústavu AV ČR na Slapské nádrži s pětaticetiletou tradicí sledování ekosystému. Česká republika se do programu zapojila zejména projekty, které probíhají jako součást programu MAB, ve všech šesti našich biosférických rezervacích UNESCO (box 5.4) a dále dlouhodobým výzkumem kaskády přehradních nádrží na Vltavě a na Malši (zejména nádrže Slapy a Římov). Uvádíme zde příklady údajů, které jsou již nyní v ČR k dispozici a jsou zpřístupněny také na internetu:

- a) průběh změn chemismu a vodních biocenóz ve Slapské přehradní nádrži (od roku 1960);
- b) průběh hlavních prvků místního klimatu a kolísání hladiny podzemní vody ve vztahu k tepelné bilanci a evapotranspiraci vegetace na „Mokrých loukách“ u Třeboně (od roku 1976);
- c) každoroční změny ve druhovém složení a struktuře vegetace na trvalých plochách na Křivoklátsku, v Bílých Karpatech, v Krkonoších, na Pálavě i jinde (nejméně od sedmdesátých let);
- d) každoroční celostátní nebo oblastní (na Třeboňsku, jižní Moravě, aj.) sčítání početnosti vybraných ptačích populací (po mnoho let);
- e) hodnocení vlivu kyselých srážek na ekosystémy šumavských jezer (od osmdesátých let, s využitím i starších údajů);
- f) hodnocení důsledků vzrůstající intenzity rybníčního hospodářství na ekosystémy rybníků na Třeboňsku, Blatensku a jižní Moravě.

Ekologický výzkum a ochrana přírody mají v České republice dlouholetou tradici. Dlouhodobé údaje o biotických a abiotických podmínkách byly shromažďovány vědeckými institucemi, univerzitami, národními i regionálními organizacemi jako součást běžného monitoringu. Nicméně většina těchto údajů není volně dostupná, data nejsou počítačově zpracována a integrována a informace především z monitorovacích studií nebyly použity při hodnocení ekosystémů. Proto je potřeba při vytváření funkční sítě LTER dbát na:

1. propojení jednotlivých míst a jejich napojení na internet, vystavení informací na webových stránkách;
2. shrnutí a vyhodnocení dosavadních dat o funkci ekosystémů a biodiverzitě v různých biomech na jednotlivých místech a jejich dostupnost pro srovnávací studie;
3. zhodnocení změn v ekosystémech během posledních let a eventuální návrhy vhodného managementu.

Gosz, J. R., French, Ch., P. Sprott & M. White. 2000. *The International Long Term Ecological research Network 2000*. The U.S. LTER Network Office, Academy Printers, Albuquerque, New Mexico, 109 p.

Tyto revitalizační programy zpravidla nefungují účinně, jestliže neodstraníme nebo aspoň neovládáme faktory, které vedou k poklesu původní volně žijící populace. Například intenzivní lov endemického ptačího druhu až na po-

kraj jeho vyhynutí a ničení hnízdního území rozvojem a predací vajec introdukovanými druhy jsou podstatné body, které je nutné uvážit při vytváření programu obnovy jeho populace. Pouhé vypouštění odchovaných ptáků do volné přírody bez dohody s místními obyvateli, bez změny využití krajiny a kontroly introdukovaných druhů by vyústilo v opakování původní situace.

Pro zřizování nových populací živočichů a rostlin jsou používány tři základní přístupy. **Reintrodukční programy** (reintrodukce, repatriace – navrácení druhu na původní lokalitu) spočívají ve vysazování a vypouštění jedinců vypěstovaných a odchovaných v zajetí nebo odchycených ve volné přírodě do oblastí jejich historického rozšíření, kde se již delší dobu nevyskytují. Někdy se tyto programy také označují za *znovuzakládání* (reestablishment), *regeneraci* (restoration) nebo *přemístění* (translocation).

Základním cílem reintrodukčních programů je vytvoření nové populace v původním prostředí. Například projekt zahájený v roce 1995 na reintrodukcii vlků do Yellowstonekého národního parku má obnovit rovnováhu mezi dravci a býložravci, která zde existovala před příchodem lidí. Vlci jsou vypouštěni v blízkosti stanovišť, kde byli v minulosti oni nebo jejich předkové odchyceni, aby se zajistila genetická adaptabilita na dané místo. Někdy jsou také vypouštěni na jiných místech v rámci historického areálu druhu, kde vznikla nová chráněná území, při ohrožení existující populace nebo pokud umělé překážky brání přirozené migraci. Příkladem podobného českého programu je úspěšná reintrodukce rysa ostrovida do lesů Šumavy (box 3.2).

Při záchraně ohrožených druhů jsou používány ještě další dva odlišné typy vypouštěcích programů.

Posilující program (augmentation program) spočívá ve vypouštění jedinců do existující populace, aby se zvýšila její velikost a genofond. Tito jedinci mohou být odchyceni ve volné přírodě nebo vychováni v zajetí. Například mláďata mořských želv jsou chována v zajetí během zranitelných juvenilních stadií a poté vypouštěna do přírody.

Zaváděcí program (introduction program) zahrnuje přesun živočichů a rostlin do oblastí mimo jejich historické rozšíření v naději na uchycení nových populací. Tento přístup je vhodný, jestliže se životní prostředí v historickém areálu zhorší natolik, že druh zde nemůže nadále přežít, nebo je-li stále přítomný vliv, který způsobil prvotní pokles a znemožňuje reintrodukcii. Důsledky plánovaných zavádění druhů na nová stanoviště mají být důkladně prozkoumány, aby nedošlo k poškození nového ekosystému či populace místního ohroženého druhu. Pozornost musí být věnována také tomu, aby vypouštění jedinci netrpěli chorobami získanými v zajetí, které by se mohly rozšířit a zničit volně žijící populace.

Pravidla pro úspěšné programy

Programy zakládání nových populací jsou často nákladné a obtížné; představují značný dlouhodobý závazek. Realizované programy odchytu, chovu, sle-

BOX 3.2 Reintrodukce rysa ostrovida v NP Šumava

Za úspěšný projekt reintrodukce dravce vyhubeného v polovině 19. století na území České republiky lze považovat návrat rysa ostrovida (*Lynx lynx*) do lesů Národního parku Šumava (Červený et al., 1999). Za hlavní důvody extinkce můžeme označit přímé pronásledování rysa člověkem a fragmentaci lesních ekosystémů. Hlavním cílem programu je obnovení rovnováhy mezi predátory a herbivory, která byla působením člověka narušena a přinesla s sebou řadu problémů, např. při zmlazování porostů. V letech 1970–1972 bylo vypuštěno 5 rysů na bavorské straně NP a v letech 1982–1989 bylo vypuštěno 18 jedinců karpatského původu na straně české. Vzhledem k nadbytku potravy se populace rysa začala rychle zvětšovat a v současné době čítá 80–100 nezávislých jedinců. Ze sledování vyplývá, že rys se vyskytuje stabilně na téměř 5000 km², což představuje celý NP a CHKO včetně přilehlých oblastí. Ačkoli se areál výskytu rysa neustále radikálně rozšiřuje, početnost populace již nijak výrazně nescupuje. Důvodem tohoto trendu je především zvětšování teritorií rysů jako následek snížení dostupnosti potravy, tj. především snížení početnosti srnčí zvěře a její adaptace na existenci rysa. Projekt reintrodukce vyvolal diskuse a neshody mezi ochranáři, myslivci a chovateli domácích zvířat. Škody způsobené rysem, kormorány, vydrami, migrujícími medvědy a vlky vyústily ve schválení zákona 115/2000 Sb. o poskytování náhrad za škody způsobené vybranými zvláště chráněnými živočichy.

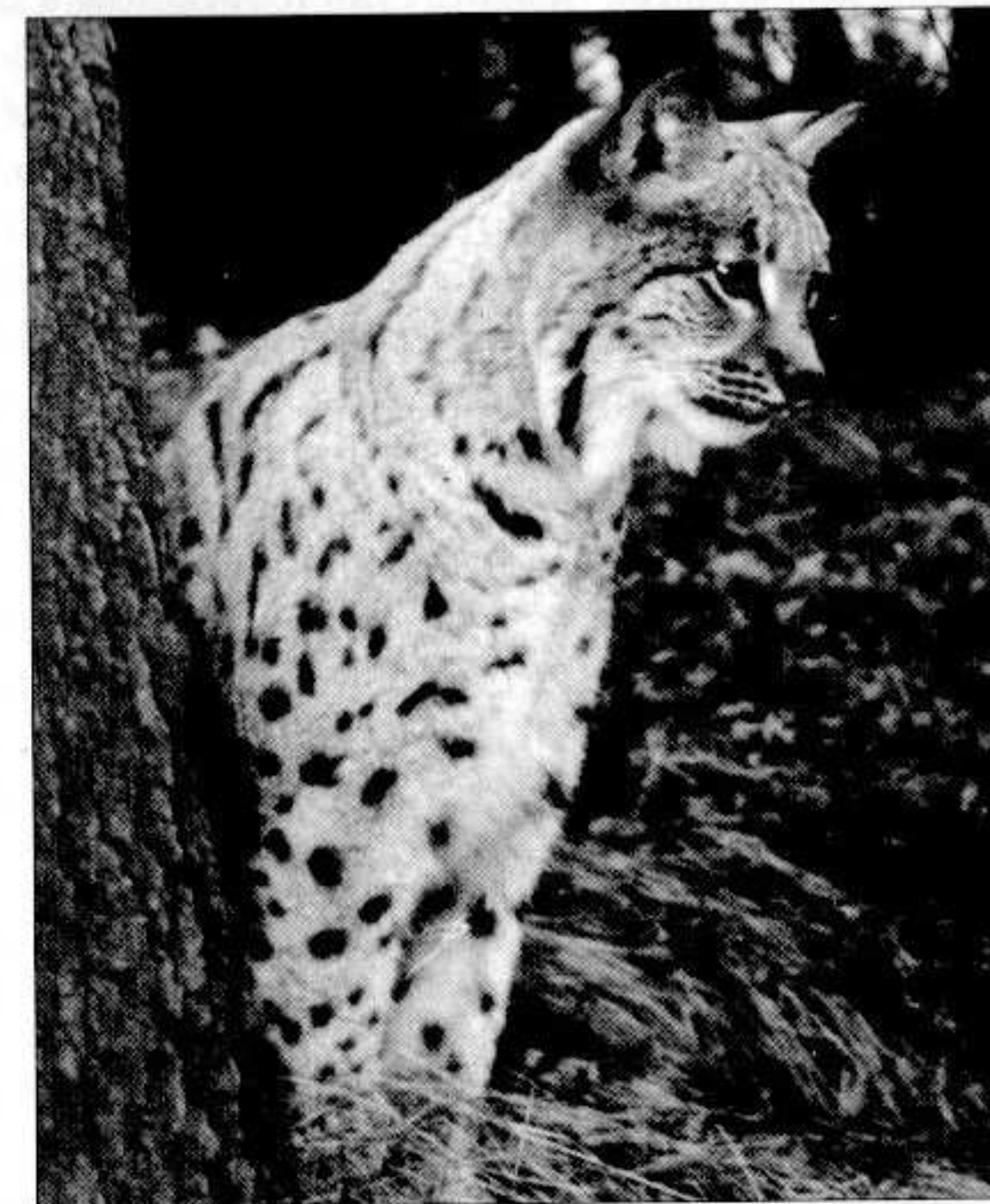


Foto Z. Veselovský

Červený, J., P. Koubek & L. Buřka. 1999. Aktualizace výskytu a potravy rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v České republice. *Ochrana přírody* 54 (3): 82–88.

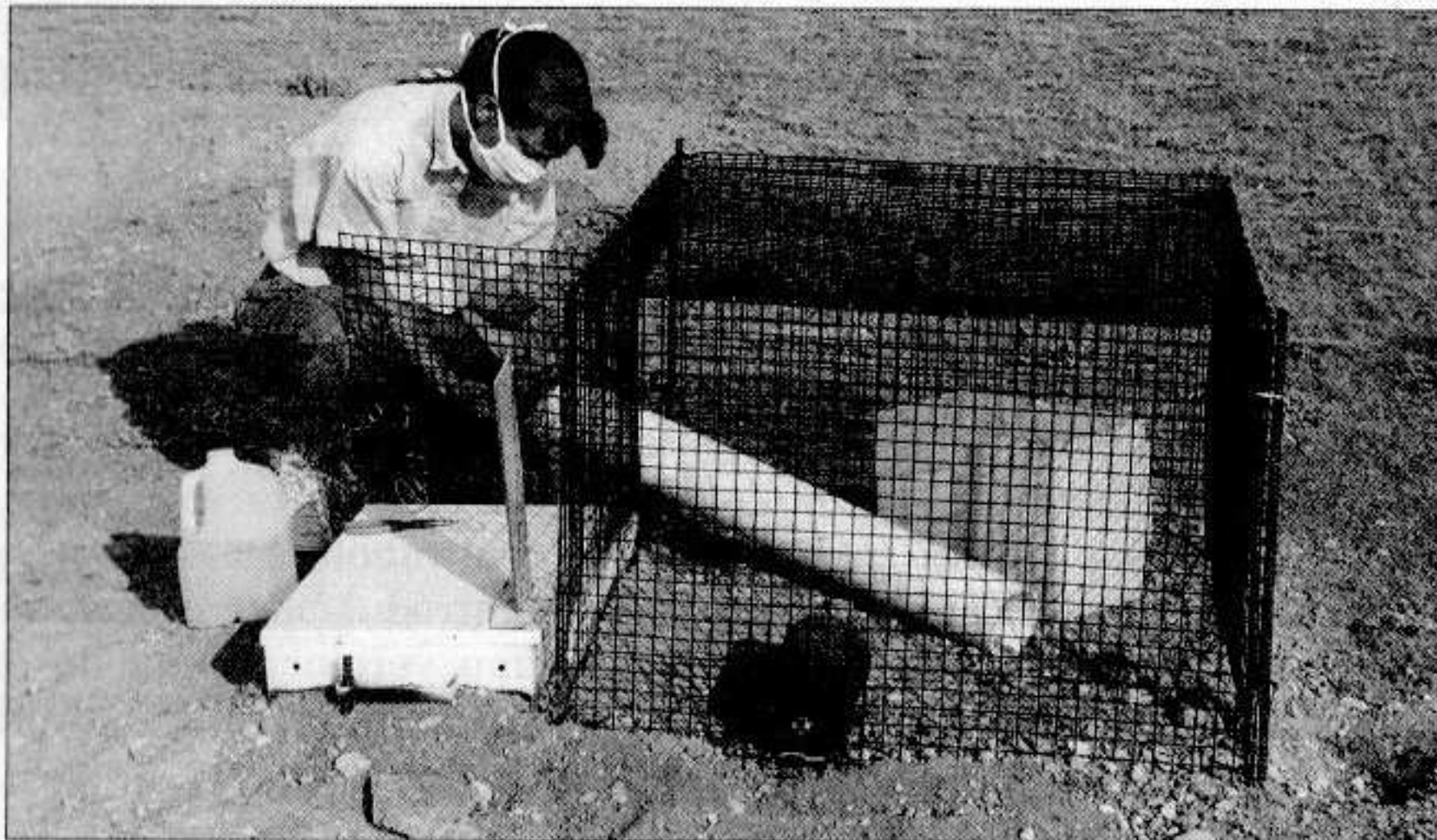
Koubek, P. & J. Červený. 1996. Lynx in the Czech and Slovak Republics. *Acta Sc. Nat. Brno* 30 (3): 78 p.

dování a vypouštění kondorů kalifornských, sokolů stěhovavých, tchořů černonohých apod. stály desítky milionů dolarů a vyžádaly si roky práce. Jestliže jde o dlouhověká zvířata, program může trvat mnoho let, než začne být patrný jeho výsledek. Rozhodnutí o zahájení reintrodukčních programů se může také stát vysoce emocionálním terčem zájmu veřejnosti, jak dokazují programy záchrany kondora kalifornského, tchoře černonohého, medvěda grizzly a vlka v USA a srovnatelné programy v evropských zemích.

Programy mohou být napadnuty pro plýtvání penězi („Miliony dolarů pro několik ohyzdných ptáků!“), jako nepotřebné („Proč zde potřebujeme vlky, když je jich jinde plno?“), špatně provedené („Podívejte se na všechny ty tchoře, kteří zemřeli v zajetí na nemoci!“) nebo neetické („Proč není dovoleno posledním jedincům dožít své životy v klidu na svobodě bez uzavření v zoo?“). Odpověď na všechnu tuto kritiku je naprosto jasná. Dobře vedené a správně navržené programy odchovu v zajetí a reintrodukce jsou nejlepší nadějí na záchranu druhu, který je ve volné přírodě blízko vyhynutí či silně ubývá. Velmi důležitou součástí mnoha reintrodukčních programů jsou snahy informovat veřejnost, osvětlit místním lidem význam a cíle programu, přesvědčit je, aby jej podporovali, byli na něj hrdí, nebo mu aspoň nebránili (Reading & Kellert, 1993; Milton et al., 1999). Stimulace místní komunity je v programu často mnohem úspěšnější než přísné vynucování pomocí zákazů a zákonů.

Vypouštěná zvířata mohou vyžadovat speciální péči a asistenci během vypouštění a těsně po něm – tento přístup je známý jako **jemné vypuštění** (soft release). Zvířata mohou být po vypuštění krmena a chráněna úkrytem, dokud nejsou schopna se živit sama, nebo mohou být dočasně uzavřena a vypouštěna postupně, aby si zvykla na danou oblast (obr. 3.13). Populace druhů se sociální strukturou, které jsou náhle vypuštěny ze zajetí způsobem **tvrdého vypuštění** (hard release), se mohou rozeběhnout na všechny strany a mimo chráněné území, což vede k neúspěchu vypuštění. Lidské zásahy jsou nezbytné, pokud zvířata nejsou schopná přežít, zvláště v obdobích sucha a nízké potravní nabídky. V těchto případech se musíme rozhodnout, zda je lepší poskytnout zvířatům dočasnou pomoc, aby se mohla usadit, nebo je nechat, aby

Obr. 3.13 Klece umožňují tchořům černonohým (*Mustela nigrepes*) seznámení se s prostředím, do něhož budou vypuštěni. Ošetřovatel nosí masku, aby se snížila možnost nákazy tchořů lidskými chorobami. (Foto LuRay Parker, Ministerstvo myslivectví a rybářství Wyoming)



přežila sama od sebe. Reintrodukce zvířat a rostlin v sobě často skrývá i dlouhodobou péči v budoucnu.

Úspěšné reintrodukční programy mají často značnou výchovnou hodnotu. Úsilí o záchranu malého primáta lvíčka zlatého (*Leontopithecus rosalia*) v Brazílii pomocí ochrany přírody a reintrodukce se stalo odrazovým můstkem k záchraně posledních fragmentů lesů na pobřeží Atlantiku (Dietz et al., 1994). V Ománu byl úspěšně reintrodukován do pouštních oblastí uměle odchovaný přimorožec arabský (*Oryx leucoryx*), jenž je národním symbolem a důležitým zdrojem zaměstnání pro místní beduíny, kteří program vedou (Stanley-Price, 1989). Přesto je populace přimorožců ohrožena narůstajícím pytláctvím. Probíhají také pokusy o zakládání nových populací ohroženého hmyzu. Na jejich základě si uvědomíme, jak nepřeherné množství hmyzu existuje a pouze některé druhy jsou dobře známé (Samways, 1994).

Zaváděcí programy pro běžnou lovnou zvěř byly vždy rozšířené a přispěly mnoha vědomostmi novým programům vyvinutým pro ohrožené druhy. Podrobná studie, která prozkoumala 198 zaváděcích programů ptáků a savců provedených v letech 1973 až 1986, vyústila v několik významných zobecnění. Úspěšnost programů pro zřizování nových populací (Griffith et al., 1989) je větší:

- u lovné zvěře (86 %) než u ohrožených a citlivých druhů (44 %);
- při vypouštění ve vysoce kvalitním prostředí (84 %) než ve špatném prostředí (38 %);
- v centru historického rozšíření (78 %) než na jeho hranicích a mimo historický areál (48 %);
- se zvířaty chycenými v přírodě (75 %) než s odchovanými v zajetí (38 %);
- u býložravců (77 %) než u masožravců (48 %).

Pravděpodobnost založení nové populace těchto ptačích a savčích druhů rostla společně s počtem vypouštěných jedinců až po hranici 100 zvířat. Vyšší počet již pravděpodobnost úspěchu dále nezvýšil.

Druhý souhrn projektů (Beck et al., 1994) použil mnohem omezenější definici reintrodukce: vypuštění ptáků a savců narozených v zajetí do míst jejich historického výskytu. Program posuzoval úspěšnost vzniku samostatné populace čítající 500 jedinců. Pouze 16 ze 145 reintrodukčních projektů mohlo být podle této přesné definice zařazeno do kategorie úspěšných – podstatně nižší procento než v předešlém přehledu. Podle této studie je klíčem k úspěchu vypouštění velkého počtu zvířat po mnoho let. Reintrodukce ryb, plazů a obojživelníků se také potýkají s nízkou úspěšností, možná kvůli jejich speciálním požadavkům na stanoviště (Dodd & Seigel, 1991; Hendrickson & Brooks, 1991; Minckley, 1995). Je jasné, že monitorování a hodnocení probíhajících a budoucích programů je rozhodující pro stanovení, zda snahy o zakládání nových populací naplňují své vytčené cíle.

Sociální chování vypouštěných zvířat

Úspěšné reintrodukční, posilující a zaváděcí programy by měly brát v úvahu sociální strukturu a chování vypouštěných zvířat (Caro, 1998). Jestliže sociální zvířata (zvláště savci a někteří ptáci) vyrůstají ve volné přírodě, učí se o svém prostředí a o sociálních vztazích od ostatních členů svého druhu. Zvířata odchovaná v zajetí mohou postrádat zkušenosti potřebné k přežití v přirozeném prostředí a sociální zkušenosti pro společné hledání potravy, vnímání nebezpečí, nalezení partnera nebo vyvedení mláďat. Abychom překonali tyto sociální problémy, je nutné odchované savce a ptáky trénovat před vypuštěním do volné přírody i po něm (Kleiman, 1989; Curio, 1996; Clemmons & Buchholz, 1997). Například odchovaní šimpanzi se učí, jak používat větvičky k lovu termitů a jak stavět hnízda. Vypouštění vlci a draví ptáci se učí, jakým způsobem zabít živou kořist. Zvířata se také učí mít strach z potenciálních predátorů pomocí jejich atrap, kterými je chovatelé zastrašují.

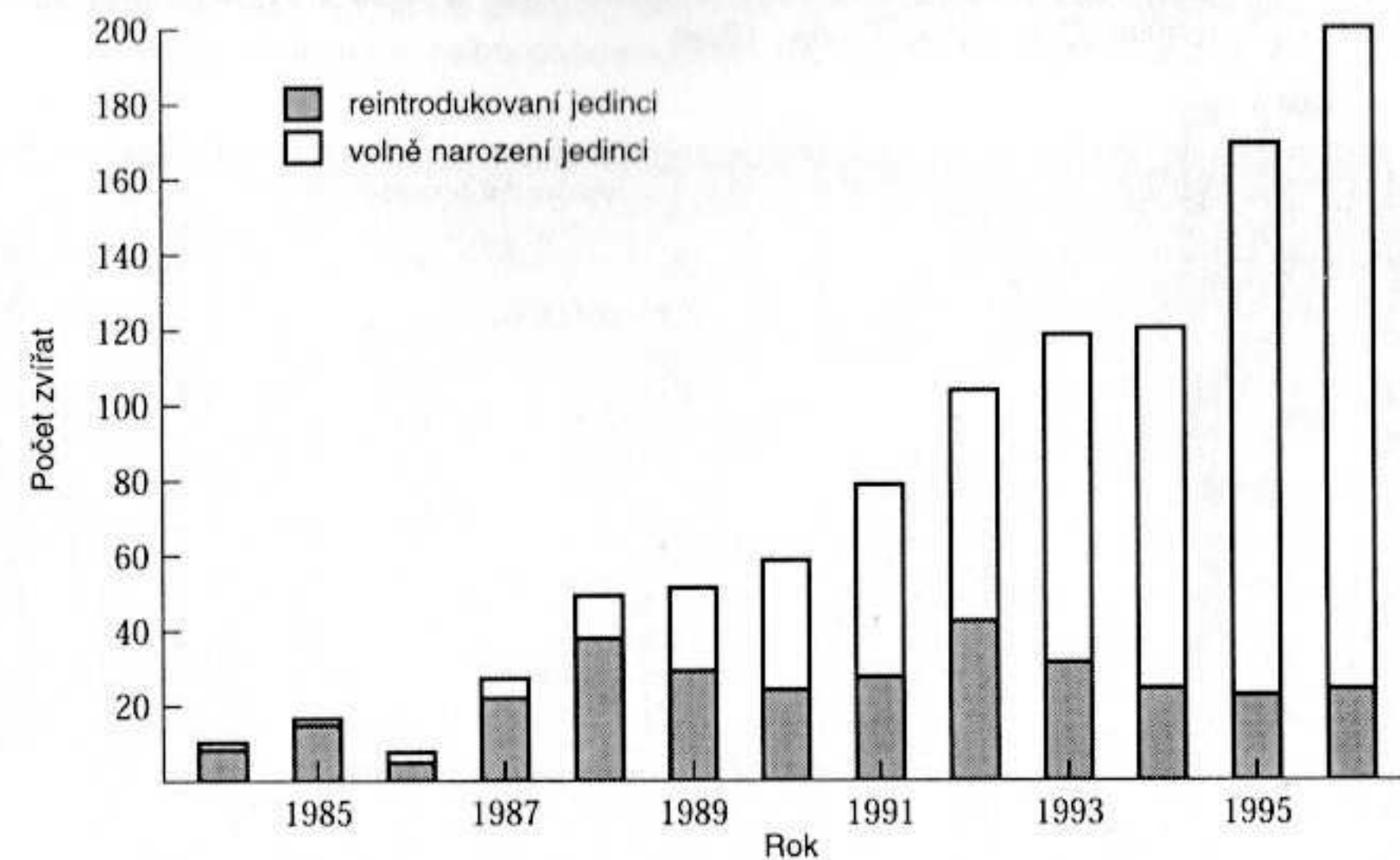
Pro lidi učící odchované savce a ptáky představuje sociální vztah jeden z nejsložitějších typů chování, protože jeho projevy těžko chápeme. Přesto už proběhly některé úspěšné pokusy o přizpůsobení savců vychovaných v zajetí společenskému životu (Valutis & Marzluff, 1999). V některých případech lidé napodobují vzhled a chování divokých jedinců. To je zvláště důležité při práci s velmi mladými zvířaty, která se musí naučit ztotožnit se svým vlastním druhem spíše než s pěstouny či lidmi. Například mláďata kondora kalifornského vychovaná v zajetí nebyla schopna naučit se chování svých volně žijících příbuzných, neboť měla vtištěné své lidské ošetřovatele. Nově vylhnutí kondori jsou nyní krmeni kondorím maňáskem a skryti před zrakem návštěvníků (obr. 3.14).

V dalších případech jsou volně žijící jedinci využiti jako instruktoři odchovaných jedinců stejného druhu. Volně žijící lvička zlatí jsou chyceni a drženi

Obr. 3.14 Mláďata kondora kalifornského (*Gymnogyps californianus*), vychovaná v zajetí, jsou krmena vědeckými pracovníky pomocí maňáska, který vypadá jako dospělý pták. Ochránáři se domnívají, že minimalizace lidského kontaktu s ptáky zlepší jejich šanci na přežití po návratu do volné přírody.
(Foto Mike Wallace, zoo v Los Angeles)



Obr. 3.15 Experimentální populace lvička zlatého v Brazílii se původně skládala téměř výhradně z reintrodukovaných odchovaných jedinců. Nyní jsou to převážně volně narozená zvířata, která částečně vděčí svým volně žijícím příbuzným za to, že „naučili“ odchované jedince přežít ve volné přírodě. Vše naznačuje, že se jedná o úspěšný program a populaci, která bude brzy soběstačná. (Beck & Martins 1995)

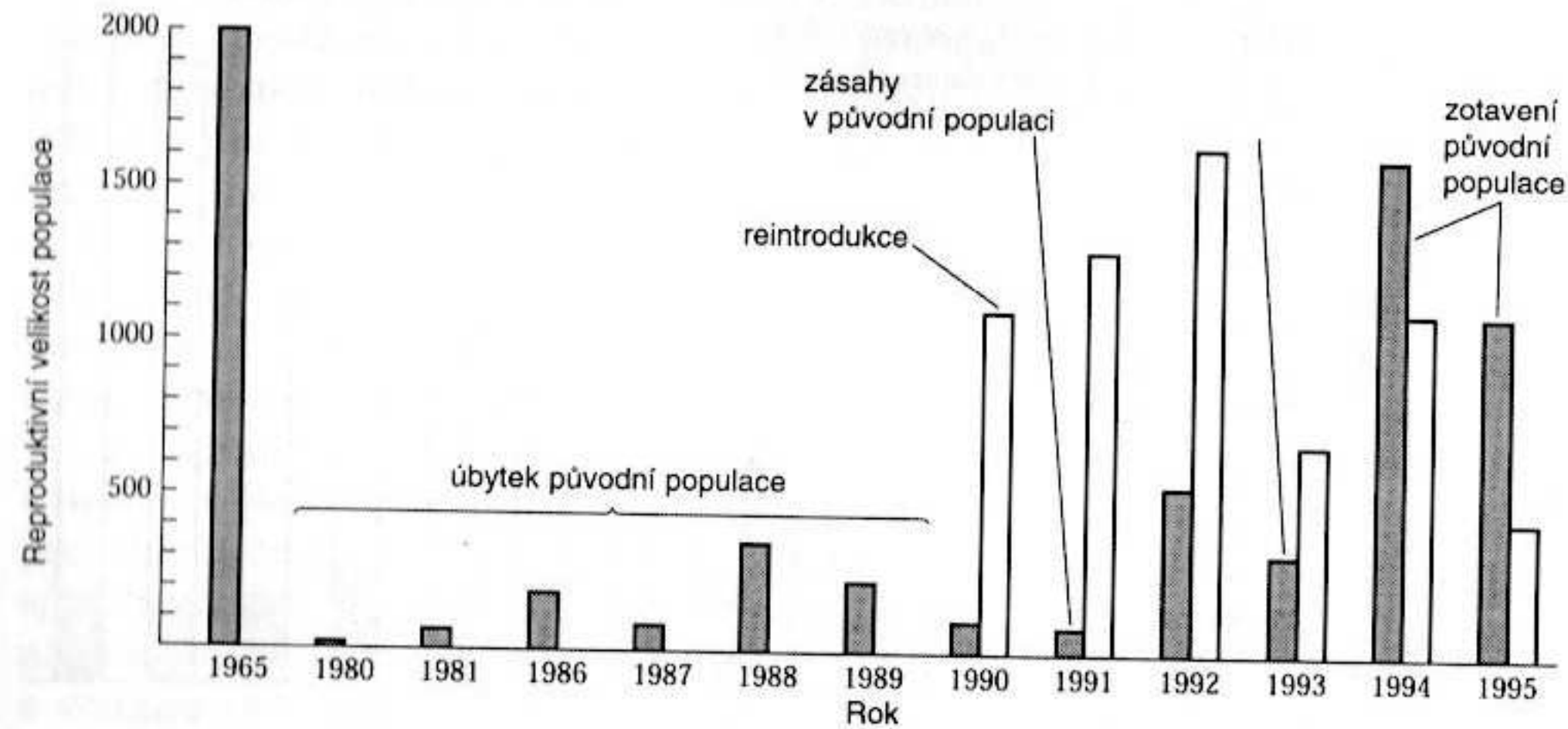


spolu s odchovanými jedinci, aby vytvořili sociální skupinu, která je pak společně vypuštěna v naději, že se odchovaní jedinci budou učit od volně žijících příbuzných. Odchovaná zvířata vypuštěná do přírody se někdy přidávají k existujícím sociálním skupinám nebo se páří s volně žijícími jedinci, a tím získávají potřebné znalosti o svém životním prostředí (obr. 3.15). Rozvoj sociálních vztahů s volně žijícími zvířaty může být závažným krokem k úspěchu při vypouštění zvířat vychovaných v zajetí.

Zakládání nových rostlinných populací

Snahy o zakládání nových populací vzácných a ohrožených druhů rostlin se zásadně liší od pokusů se suchozemskými obratlovci. Zvířata se mohou v nových biotopech šířit a aktivně hledat mikrostanovištní podmínky, které jim nejvíce vyhovují. U rostlin jsou semena rozšiřována na nová stanoviště prostřednictvím větru, živočichů a vody (Primack & Miao, 1992; Falk et al., 1996; Primack & Drayton, 1997). Jakmile se jednou semeno dotkne země, není schopné pohnout se dále, i když je vhodné místo vzdálené třeba jen několik centimetrů. Bezprostřední podmínky mikrostanoviště jsou klíčové pro přežití rostliny; je-li prostředí příliš slunečné, stinné, mokré či suché, semeno nevyklíčí nebo semenáček nepřežije.

Obr. 3.16 Přirozená populace ohrožené jednoleté rostliny *Amsickia grandiflora* (šedé sloupce) začala v severní Kalifornii během osmdesátých let silně ubývat kvůli konkurenci nepůvodních jednoletých trav. Reintrodukce byla provedena na jiném místě počátkem roku 1990 (bílé sloupce) a byla kombinována s různými zásahy odstraňujícími exotické druhy. Úspěšný management pak byl aplikován na přirozenou populaci v letech 1991 a 1993, což vedlo v letech 1992 a 1994 k významnému nárůstu počtu rostlin. (Guerrant & Pavlik, 1998)



V současné době ekologové zkoumají účinnost zásahů, jako je vypalování ploch, odstranění konkurující vegetace, vytváření gapů (narušení zapojené vegetace) a vyloučení pasoucího se dobytka, jako prostředků podporujících uchycování jedinců. Při reintrodukci vzácné rostliny *Amsickia grandiflora* z čeledi brutnákovitých na kalifornské louky se k odstranění nepůvodních travin úspěšně použilo vypalování a selektivní herbicidy. V ubývající přirozené populaci pak došlo k dramatickému nárůstu počtu jedinců (obr. 3.16).

Ne vždy se podaří z introdukovaných semen založit populace vzácných a ohrožených rostlin, třebaže se stanoviště zdá pro druh vhodné (Primack, 1996). Aby se zvýšila šance na úspěch, botanici často klíčí semena v kontrolovaném prostředí a pěstují mladé rostliny v konstantních podmínkách. Rostliny jsou přesazovány na stanoviště, až když přečkají křehké období semenáčků. Jindy jsou rostliny vykopány ze země z přirozené populace, která je ohrožena zničením, nebo kde odebrání malého procenta rostlin nevádí, a pak přesazeny na neobsazené vhodné místo (obr. 3.17). Přestože takové transplantační metody mají dobrou šanci zajistit přežití druhu na nové lokalitě, nenapodobují přirozené procesy a nová populace nemusí produkovat semena a semenáčky potřebné pro další generaci. Výsledky výzkumu tohoto rychle se rozvíjejícího tématu jsou v poslední době často publikovány a syntetizovány – doufejme tedy, že se šance na úspěch v budoucnu zlepší.

Obr. 3.17 Klub Bořena ekologického sdružení Děti Země se v západní části Českého středohoří zaměřuje na ochranu lokalit, kam přestěhoval druhy rostlin z míst ohrožených zasypaním hlušinou Radovesické výsypky. Z různých lokalit se podařilo přestěhovat tyto ohrožené druhy: len žlutý, hvězdnici chlumní, sasanku lesní, plamének přímý, bleduli jarní a ladoňku dvoulistou. Sdružení Děti Země vytváří tzv. pozemkové spolky (viz kap. 5.), které přebírají patronát nad lokalitami významnými pro zachování druhové diverzity nebo charakteristického krajinného rázu. (Foto V. Filip, Děti Země)



Nové populace a legislativa

Množství reintrodukčních, introdukčních a posilujících programů se bude v blízké době zvyšovat s tím, jak bude v rámci krize biodiverzity v přírodě ubývat druhů a populací. Mnoho reintrodukčních programů ohrožených druhů bude úředně zastřešeno vládními revitalizačními projekty (Tear et al., 1995). Nicméně reintrodukční programy i všeobecný výzkum ohrožených druhů jsou stále více ovlivňovány legislativou, která omezuje vlastnictví a využívání ohrožených druhů (Reinartz, 1995; Falk et al., 1996). Jestliže státní úředníci nekompromisně aplikují tyto zákony na vědeckovýzkumné programy, což určitě nebyl původní záměr legislativy, mohou být kreativní náhledy a nové přístupy vycházející z těchto programů zcela potlačeny (Ralls & Brownell, 1989). Nové vědecké informace jsou pro reintrodukční programy a další ochranné snahy nepostradatelné. Státní úředníci blokující rozumné vědecké projekty mohou organismům, které se snaží chránit, prokazovat medvědí službu. Poškození ohrožených druhů, které by pečlivě naplánovaný vědecký výzkum mohl způsobit, je relativně zanedbatelné v porovnání se současnými masivními ztrátami biodiverzity způsobenými poškozením a frag-

mentací biotopů, jejich znečištěním a nadměrným využíváním. Ochranaři musí být schopni vysvětlit přínosy svých výzkumných programů tak, aby jim státní úředníci a širší veřejnost rozuměli, a musí umět vyvolat spoluúčast těchto skupin na ochraně přírody (Farnsworth & Rosovsky, 1993).

Experimentální populace vzácných a ohrožených druhů, které byly úspěšně vytvořeny introdukcemi a reintrodukčními programy, získávají různý stupeň právní ochrany (Falk & Olwell, 1992). *Experimentální základní populace* (experimental essential populations) jsou považovány za kritické pro přežití daného druhu a jsou přísně chráněny, stejně jako přirozeně se vyskytující populace. *Experimentální vedlejší populace* (experimental nonessential populations) nejsou zákonem chráněny; prohlášení populací za vedlejší často pomáhá místním majitelům pozemků překonat strach z toho, že přítomnost ohroženého druhu na jejich pozemcích mohla omezit způsob hospodaření a rozvoje. Zákonodárci i vědci si musí uvědomit, že vytváření nových populací pomocí reintrodukčních programů nesnižuje potřebu ochrany původních populací ohrožených druhů; přirozené populace mívají bohatší genovou základnu a více neporušených vztahů s okolními členy společenstva. Mnohdy vznikají návrhy na vytváření nových lokalit a populací proto, aby zmírnily nebo vyvážily poškození druhů a stanovišť, které už nastalo či má nastat. Vzhledem k mizivé úspěšnosti většiny pokusů o vytvoření nových populací vzácných druhů by měla mít ochrana existujících populací nejvyšší prioritu.

Strategie ochrany přírody *ex situ*

Nejlepší strategií dlouhodobé ochrany biodiverzity je zabezpečení společenstev a populací ve volné přírodě, proces známý jako **ochrana *in situ*** (on-site preservation). Pouze v přirozených společenstvech mohou druhy pokračovat ve vývoji evolučních adaptací na měnící se životní prostředí.

Bohužel pro mnoho vzácných druhů není ochrana *in situ* možná kvůli stoupajícímu vlivu člověka. Je-li zbytková populace příliš malá na to, aby přežila, nebo se zbývající jedinci nacházejí mimo chráněné území, pak nemusí být ochrana *in situ* účinná. Za takových okolností se jediným způsobem záchrany druhů před vyhynutím jeví udržování jedinců v umělých podmínkách pod lidským dohledem (Kleiman et al., 1996). Tato strategie je známa jako **ochrana *ex situ*** (off-site preservation). Jsou známé případy několika živočišných druhů, které v přírodě už vyhynuly a přežívají v koloniích v zajetí, např. jelen milu (*Elaphurus davidianus*) nebo kůň Převalského (*Equus przewalskii*) (box 3.3).

Jelen milu vyhynul ve volné přírodě již kolem roku 1200 před naším letopočtem. Druh se uchoval do současnosti pouze v řízených oborách čínských císařů. Nádherný strom *Franklinia altamaha* v Georgii (obr. 2.1) roste pouze v kultuře a v přírodě se již nevyskytuje (naposledy byl nalezen v roce 1790).

BOX 3.3 Záchranný program koně Převalského

V dávných dobách žilo v různých částech Evropy a Asie několik druhů divokých koní. Dnes už z nich žije jediný – kůň Převalského (*Equus przewalskii*), který je původnímobyvatelem mongolských stepí. Už počátkem 20. století byly dovezeny do Evropy první exempláře, které daly základ chovu koně Převalského v umělých podmínkách a umožnily jim přežít i válečná období. Poslední divocí jedinci ve volné přírodě byli pozorováni v mongolském Džungarsku v roce 1968. Pražská zoologická zahrada je dlouholetým významným chovatelem koně Převalského s vynikajícími výsledky a udržuje jejich světovou plemennou knihu; podařilo se zde odchovat již více než 200 hříbat a koně narození v Praze stáli u zrodu mnoha dalších chovných linií po celém světě. Zahrada se zapojila také do programu reintrodukce koně Převalského zpět do původní oblasti vysláním několika exemplářů do chovného centra v národním parku Gobi. Před odesláním se koně reaktivizují v chovné stanici v Dolním Dobřejově u Benešova u Prahy, kde se například učí vyhledávat potravu pod sněhem. Na rozdíl od úspěšné záchrany druhu v lidské péči se jeho reintrodukce do volné přírody příliš nedaří. Určitou naději dává probíhající pokus úspěšné adaptace koní na pouštní prostředí v chovném středisku v uzbecké poušti Kyzylkum.

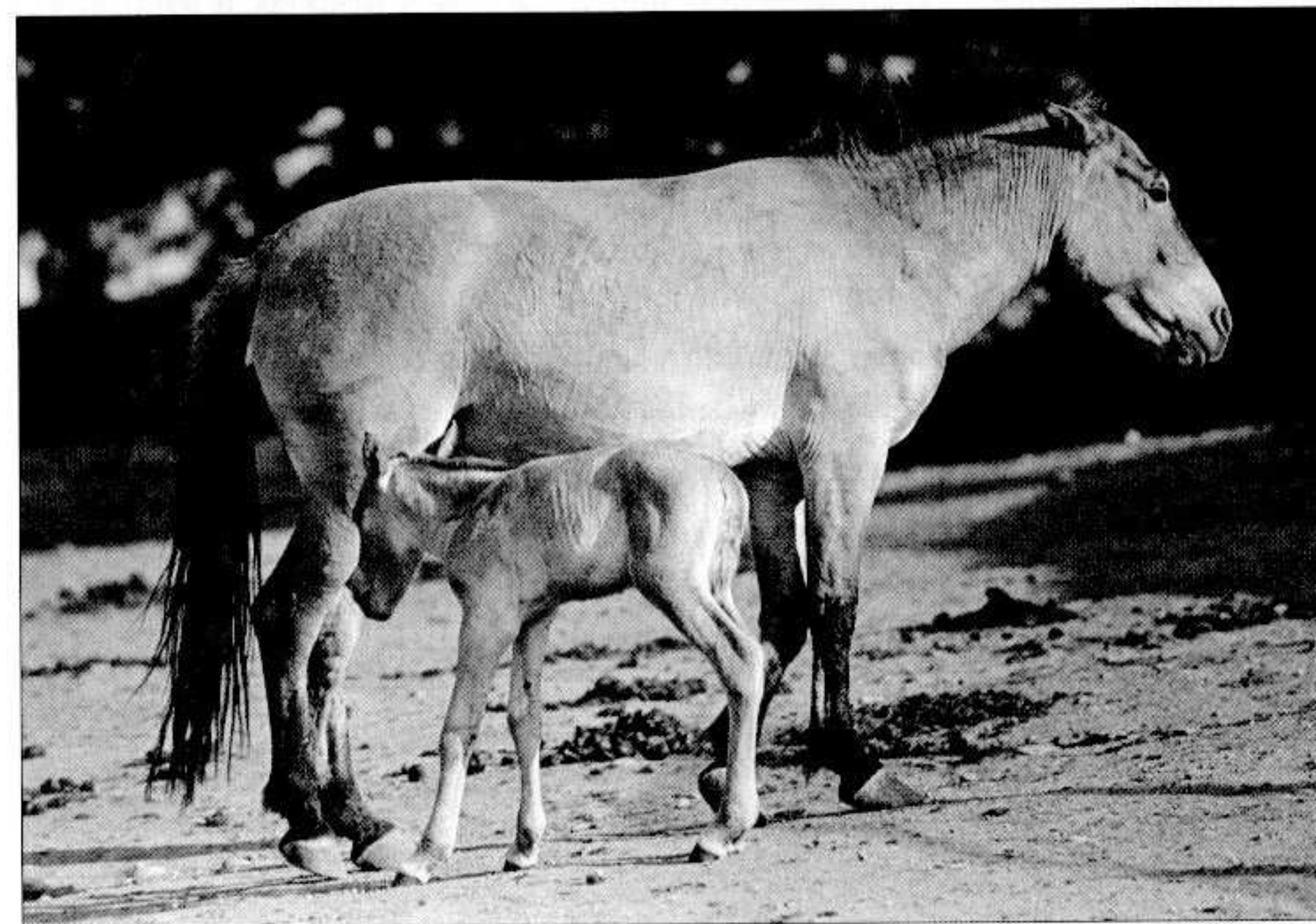


Foto Z. Veselovský

Dlouhodobým cílem mnoha záchranných programů *ex situ* je založení nové populace v přírodě, je-li k dispozici dostatečný počet jedinců a vhodné prostředí.

Zařízení *ex situ* pro záchranu živočichů zahrnují zoologické zahrady, obory, akvária a programy odchovu v zajetí. Rostliny se pěstují v botanických za-

hradách, arboretech a semenných bankách. Střední cestou, která kombinuje přístupy ochrany *ex situ* a *in situ*, je důkladný monitoring a péče o populace vzácných a ohrožených druhů v malých chráněných územích. Takové populace jsou blízké populacím přirozeným, ale lidské zásahy zabráňující poklesu populace jsou tu často nezbytné.

Ochranářské snahy *ex situ* jsou důležitou součástí ucelené strategie ochrany ohrožených druhů (Falk, 1991). Strategie ochrany *ex situ* a *in situ* se navzájem doplňují (Robinson, 1992). Jedinci z populací *ex situ* mohou být pravidelně vypouštěni do přírody, aby posílili ochranářské úsilí *in situ*. Výzkum populací chovaných v zajetí poskytuje znalosti o biologii druhů a pomáhá navrhnout nové strategie ochrany pro populace *in situ*. Soběstačné populace *ex situ* také snižují odběr jedinců z volné přírody pro výstavní a vědecké účely. Vystavování jedinci ohrožených druhů také napomáhají vzdělávání a informování veřejnosti o potřebách ochrany a chránit tak další zástupce těchto druhů v přírodě (obr. 3.18). Ochrana druhů *in situ* je naopak životně důležitá pro přežití druhů, které je obtížné chovat v zajetí, jako jsou např. nosorožci, i pro zajištění schopnosti zoologických zahrad, akvárií a botanických zahrad vystavovat nové druhy. Ochrana *ex situ* není levná – náklady na chov slonů afrických a nosorožců dvourohých v zoologických zahradách jsou padesátkrát větší než ochrana stejného počtu jedinců v národních parcích východní Afriky (Leader-Williams, 1990); rozpočet zoologických zahrad v USA je okolo 1 mld. USD ročně. Náklady pražské zoo činí 130 mil. Kč ročně (např. krmivo stojí 17 mil.), zisky 40 mil. Kč (z toho vstupné 21 mil.). Nicméně jak prohlásil Michael Soulé (1987): „Nejsou zde beznadějně případy, pouze lidé bez naděje a nákladné případy.“

Obr. 3.18 Moderní zoologické zahrady nabízejí veřejnosti vzdělávací možnosti a zároveň slouží jako útočiště zvířat. Malí návštěvníci zoo v Tokiu mají jedinečnou možnost seznámit se s různými druhy zvířat. (Foto Z. Veselovský)



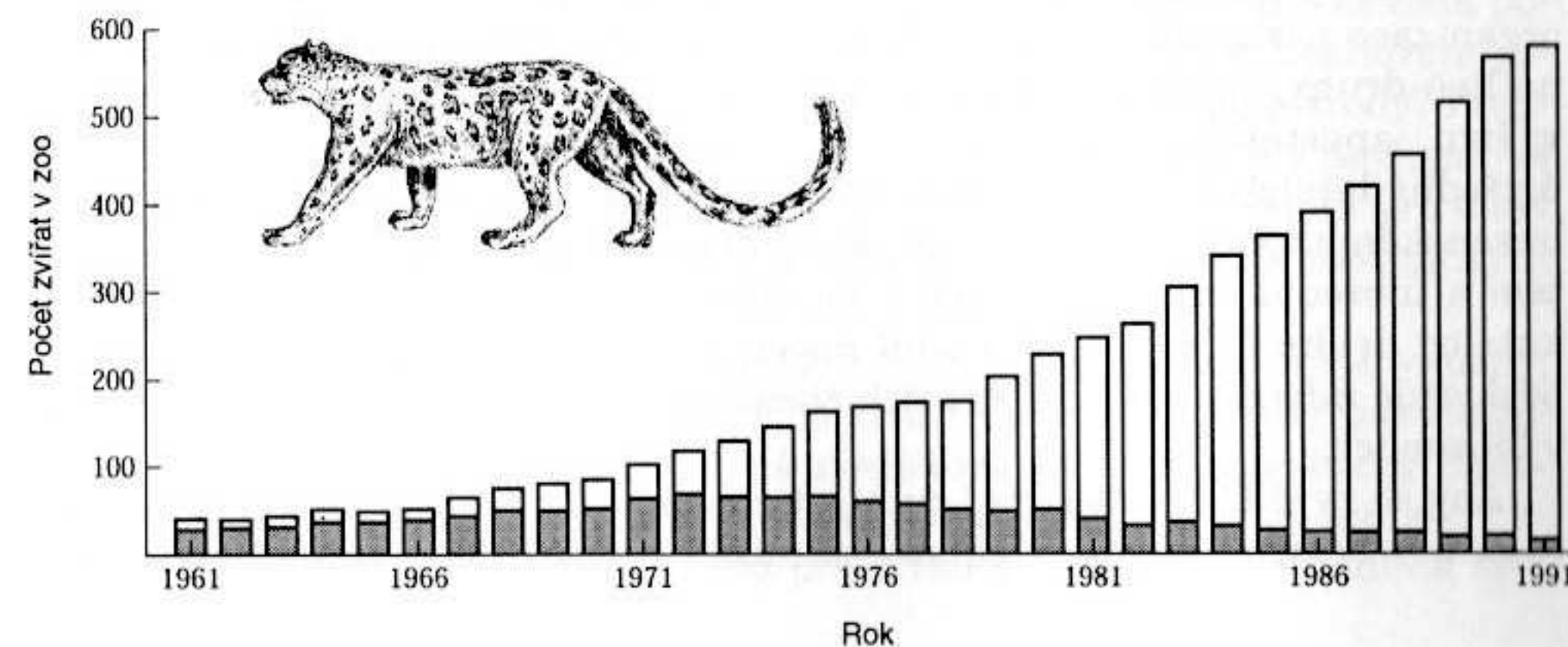
Zoologické zahrady

Zoologické zahrady, spolu s přidruženými univerzitami a vládními i nevládními ochranářskými organizacemi, v současnosti pečují o více než 700 000 jedinců, z nichž 3000 druhů reprezentují savci, ptáci, plazi a obojživelníci (WCMC, 1992). Zatímco se tento počet živočichů chovaných v zajetí zdá ohromující, je zanedbatelný ve srovnání s počtem koček, psů a ryb chovaných jako domácí mazlíčci. Zvláštní důraz je v zoologických zahradách kladen na vystavování „charizmatické megafauny“, jako jsou pandy, žirafy a sloni, s tendencí ignorovat nesmírné ohrožení velkého počtu druhů hmyzu a dalších bezobratlých, kteří tvoří většinu živočišných druhů na Zemi.

Současným cílem většiny zoologických zahrad je zřízení chovných populací vzácných a ohrožených živočichů. Pouze malá část vzácných savců v zoologických zahradách má nyní chovné populace dostatečně velké, aby si udržely svou genetickou variabilitu (Ralls & Ballou, 1983; WCMC, 1992). Zoologické zahrady a příčleněné ochranářské organizace se proto s velkým úsilím pustily do budování zařízení a rozvoje technologií k založení chovných kolonií vzácných a ohrožených živočichů, jako jsou např. sněžní leopardi (obr. 3.19) a orangutani, a vyvíjejí nové metody a programy pro opětovné zařazení druhů do volné přírody (obr. 3.20).

Ochranářské úsilí *ex situ* se stále více zaměřuje na záchranu ohrožených druhů bezobratlých, včetně motýlů, brouků, vážek, pavouků a měkkýšů. To je velmi důležité, protože existuje mnohem více druhů bezobratlých než obratlovců, výskyt mnohých je omezen a jejich počet se snižuje. Dalším důležitým cílem ochranářských snah *ex situ* jsou vzácná plemena domácích zvířat, na nichž je lidská společnost závislá kvůli živočišným bílkovinám, mléčným vý-

Obr. 3.19 Levhart sněžný (*Panthera uncia*) se v zajetí dobře rozmnožuje. Jeho chovné populace snižují potřebu zoologických zahrad chytat volně žijící jedince z ubývajících populací. Od roku 1974 se většina chovaných levhartů sněžných narodila v zajetí (bílé sloupce) a jen málo zvířat bylo odchyceno ve volné přírodě (šedé sloupce). (Blomqvist, 1995)



Obr. 3.20 Zoologická zahrada ve Dvoře Králové nad Labem je proslulá především světově unikátními chovy afrických kopytníků – žiraf Rothschildových a sířovaných (největší chovatel žiraf na světě), všech druhů zeber, mnohých vzácných antilop, buvolů a také odchovy nosorožců, především vzácného severního poddruhu nosorožce tuponosého, i psů hyenovitých, gepardů a orangutanů. V posledních letech byli někteří kopytníci vyvezeni zpět do jižní Afriky: více než 50 buvolů kaferských (na obr.) a přes 10 antilop koňských. Malé populace přimorožce šavlorohého v Tunisu, který patří k nejohroženějším africkým kopytníkům, již byly obohaceny dvěma samicemi z úspěšného odchovu zahrady. (Foto Z. Veselovský)



robkům, kůži, vlně, tažné síle, transportu a rekreaci (Hall & Ruane, 1993). Tato plemena jsou nepostradatelným genetickým zdrojem k vylepšení zdravotního stavu prasat, skotu, ovcí a dalších domácích zvířat.

Procento úspěšných programů umělého odchovu zvyšují projekty, které shromažďují a rozšiřují znalosti o vzácných a ohrožených druzích. Světový svaz ochrany přírody (The World Conservation Union – IUCN) a přidružené organizace poskytují zoologickým zahradám informace o vhodné péči o jednotlivé druhy; údaje o optimálních chovných podmínkách, požadavcích na výživu, anestetických metodách, vakcínách a antibiotikách. Rozvíjejí se ústřední databáze chovných záznamů a plemenné knihy, aby se předešlo příbuzenskému křížení, a tím úmrtnosti mláďat spojenému s genetickým driftem a inbrední depresí. Jednou z nejdůležitějších databází je Mezinárodní katalog druhů (The International Species Inventory System – ISIS), který poskytuje informace o 4200 druzích živočichů ve 395 zoologických institucích v 39 zemích.

Aby se zvýšila reprodukční rychlost chovaných druhů, byla vyvinuta celá řada inovačních technik. Některé pocházejí přímo z lékařské a veterinární

Obr. 3.21 Toto mládě antilopy bongo (*Tragelaphus euryceros*) vzniklo přenosem embrya do antilopy losí (*Taurotragus oryxii*) jako náhradní matky ve Středisku reprodukce ohrožených divokých zvířat v Cincinnati Zoo. (Foto © Cincinnati Zoo)



praxe, zatímco jiné neobvyklé metody byly vyvinuty pro konkrétní druhy (Kleiman et al., 1996). Tyto techniky jsou:

a) **pěstounská péče**, kdy matky běžných druhů vychovávají potomky vzácných druhů;

b) **umělé oplodnění** v případech, kdy dospělci nejeví o páření zájem, nebo žijí v oddělených lokalitách;

c) **umělá inkubace** vajec v ideálních podmínkách pro líhnutí;

d) **přenos embrya**, kdy se implantuje oplozené vajíčko vzácného druhu náhradní matce běžného druhu (obr. 3.21).

Další nový přístup spočívá ve zmrazování vajíček, spermií, embryí a tkání druhů na pokraji vyhynutí – tzv. zmražené zoo. Doufáme, že v budoucnosti půjde pomocí nových technik, jako je buněčné klonování, tyto druhy znovu vytvořit.

Předtím než se vědci rozhodnou použít tyto metody k záchraně druhů, musí si položit řadu etických otázek (Norton et al., 1995). Jak důležité a účinné jsou tyto metody pro daný druh? Není lepší nechat dožít několik posledních zástupců daného druhu v přírodě než začít s umělým odchovem populace, která se nedokáže znovu adaptovat na podmínky volné přírody? Představuje populace vzácného druhu, která byla vychována v zajetí a neví, jakým způsobem přežít ve svém původním prostředí, skutečnou záchranu pro daný druh? Jsou druhy drženy v zajetí pro jejich dobro, nebo pro zisk zoologických zahrad?

I když odpovědi na tyto otázky naznačí, že management *ex situ* je vhodný, není založení chovné populace vzácného živočišného druhu vždy uskutečnitelné. Druh může být početně tak silně zredukován, že vykazuje nízký reprodukční úspěch a vysokou mortalitu mláďat způsobenou inbrední depresí. Určitá zvířata, zvláště mořští savci, jsou příliš velká nebo vyžadují natolik spe-

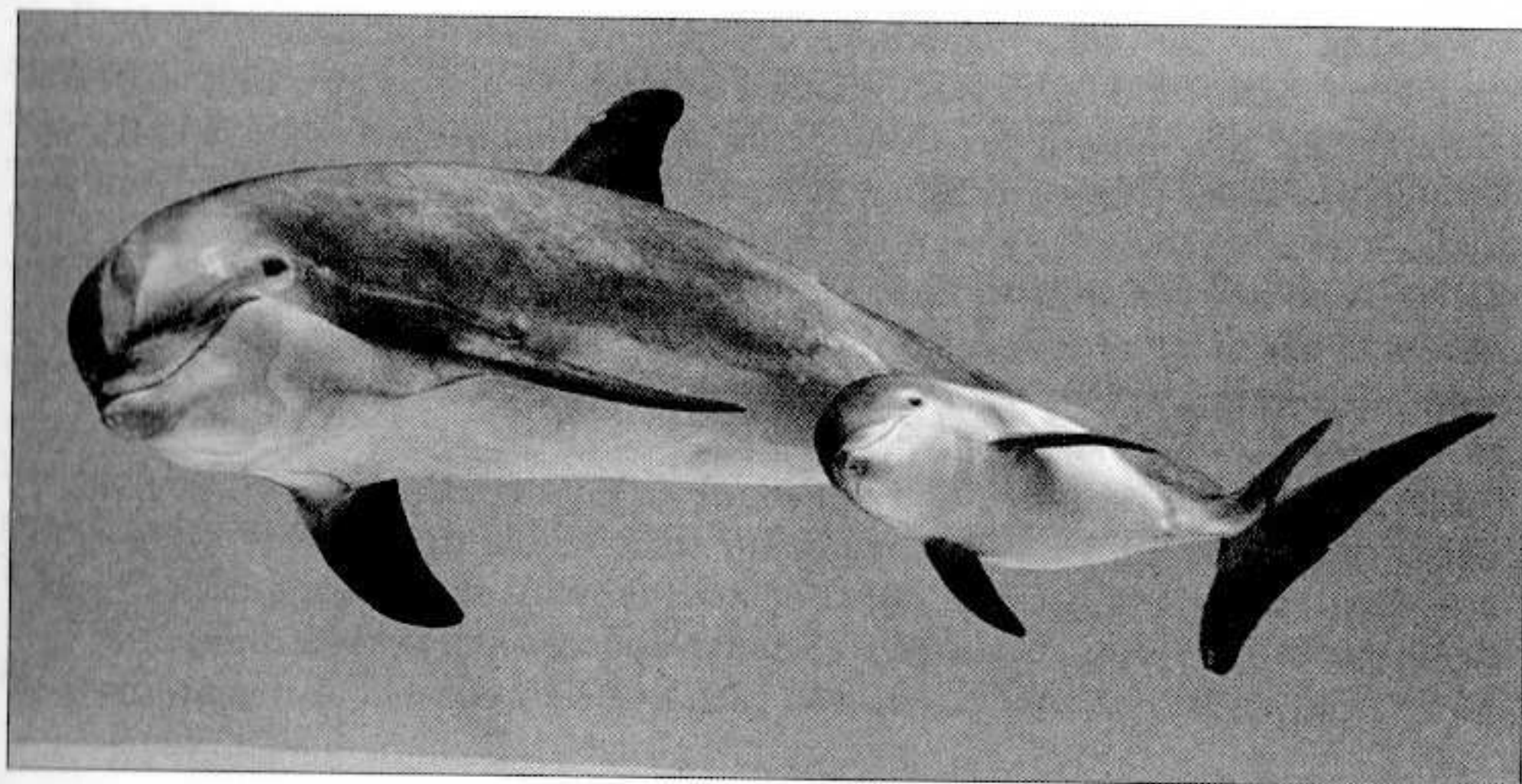
ciální prostředí, že jejich chov je příliš nákladný. Mnoho bezobratlých má složitý životní cyklus, během něhož se mění jejich potravní nároky a požadavky na prostředí. Mnoho těchto druhů nelze při současné úrovni znalostí chovat, přes nejlepší úsilí vědců. Hlavními příklady jsou panda velká a nosorožec sumaterský, kteří mají nízkou reprodukci jak v přírodě, tak v zajetí, navzdory značnému úsilí o nalezení účinné metody množení (Schaller, 1993).

Akvária

Ichtyologové a mořští biologové rozvíjejí svou spolupráci s kolegy z institutů mořského výzkumu, vládních i nevládních ochrannářských organizací při vytváření programů na ochranu bohatých přirozených vodních společenstev a zájmových druhů. V současnosti je v akváriích chováno přibližně 600 000 kusů ryb, z nichž většina byla získána ve volné přírodě (Olney & Ellis, 1991).

Hlavní úsilí je věnováno rozvíjení chovných technik kvůli uchování vzácných druhů v akváriích pro zpětné vypouštění do přírody a také pro snížení sběru volně žijících jedinců (Phillippart, 1995). Mnoho vhodných metod bylo původně vyvinuto pro velkovýrobní chov ryb, jako jsou pstruzi, okouni, lososi a další komerční druhy. Další techniky byly vyvinuty v obchodu s domácím zvířectvem při chovu tropických ryb. Tyto techniky jsou nyní aplikovány na ohroženou sladkovodní faunu, jako jsou halančici rodu *Cyprinodon* z jihozápadní Ameriky, ryby v povodí řeky Tennessee a cichlidy afrických riftových jezer. Programy pro chov ohrožených mořských ryb a korálových druhů jsou sice teprve na svém počátku, ale už nyní je tato oblast předmětem aktivního výzkumu.

Obr. 3.22 Delfín skákavý (*Tursiops truncatus*) chovaný v zajetí poskytuje cenné zkušenosti, které mohou být využity k ochraně ohrožených kytovců. Na obrázku je matka a její mládě. (Fotograf Sea World)



Akvária hrají zvláště významnou roli při ochraně ohrožených kytovců. Záměstnanci akvárií často dostávají veřejné prosby o pomoc při vyprošťování velryb vyvržených na pláže nebo dezorientovaných v mělkých vodách. Zkušenosti získané během práce s běžnými chovnými druhy, jako je např. delfin skákavý, mohou být využity při programech záchrany ohrožených druhů (obr. 3.22).

Botanické zahrady a arboreta

Na světě je asi 1600 botanických zahrad, které disponují významnými sbírkami živých rostlin a představují podstatný zdroj ochrany přírody. V současné době zde rostou 4 miliony rostlin reprezentujících 80 000 druhů, což je přibližně 30 % známé světové flóry. Další druhy (často jen několik málo zástupců) jsou pěstovány ve sklenících, soukromých zahradách a jinde. Největší botanická zahrada na světě, Královská botanická zahrada v Kew v Anglii, uchovává v kultuře okolo 25 000 rostlinných druhů – přibližně 10 % světové flóry – z nichž 2700 je ohrožených (obr. 3.23). Botanické zahrady by měly zvýšit počet pěstovaných jedinců každého druhu tak, aby zachovaly rozsah jejich genetické variability.

Obr. 3.23 Královská botanická zahrada v Kew je známá výzkumem v oblasti ochrany rostlin a zahradnictví. Na obrázku je skupina účastníků školení u sbírky pouštních rostlin ve skleníku Princezny z Walesu. (Fotograf Královské botanické zahrady, Kew)



BOX 3.4 Sběrka vodních a mokřadních rostlin v Třeboni

Sběrka vodních a mokřadních rostlin Botanického ústavu AV ČR v Třeboni byla založena začátkem sedmdesátých let. Je zaměřena na vodní a mokřadní druhy rostlin střední Evropy, přičemž převážnou většinu položek tvoří původní druhy České republiky. Zahnuje vyšší rostliny i parožnatky (*Charophyta*) a všechny ekologické formy vodních a mokřadních rostlin. Obsahuje také všechny české druhy masožravých rostlin a mnoho rašeliništních a slatinných druhů. Kromě velmi běžných druhů je zde možné uvidět i druhy kriticky ohrožené a v přírodě vyhynulé. V roce 2000 obsahovala přibližně 350 druhů, hybridů a kultivarů rostlin.

Sběrka slouží jako genová banka pro vzácné a ohrožené druhy, poskytuje srovnávací materiál pro určování druhů, rostliny pro pokusy a je využívána k výuce botaniky a rostlinné ekologie. Na ni těsně navazují záchranné kultivace asi 30 druhů ohrožených vodních a mokřadních rostlin. Smyslem těchto kultivací je zvládnout techniky množení ohrožených druhů, získat informace o jejich ekologických nárocích a využít namnožené rostliny k případným reintrodukcím na vhodná stanoviště v Třeboňské pánvi nebo v ostatních územích ČR.

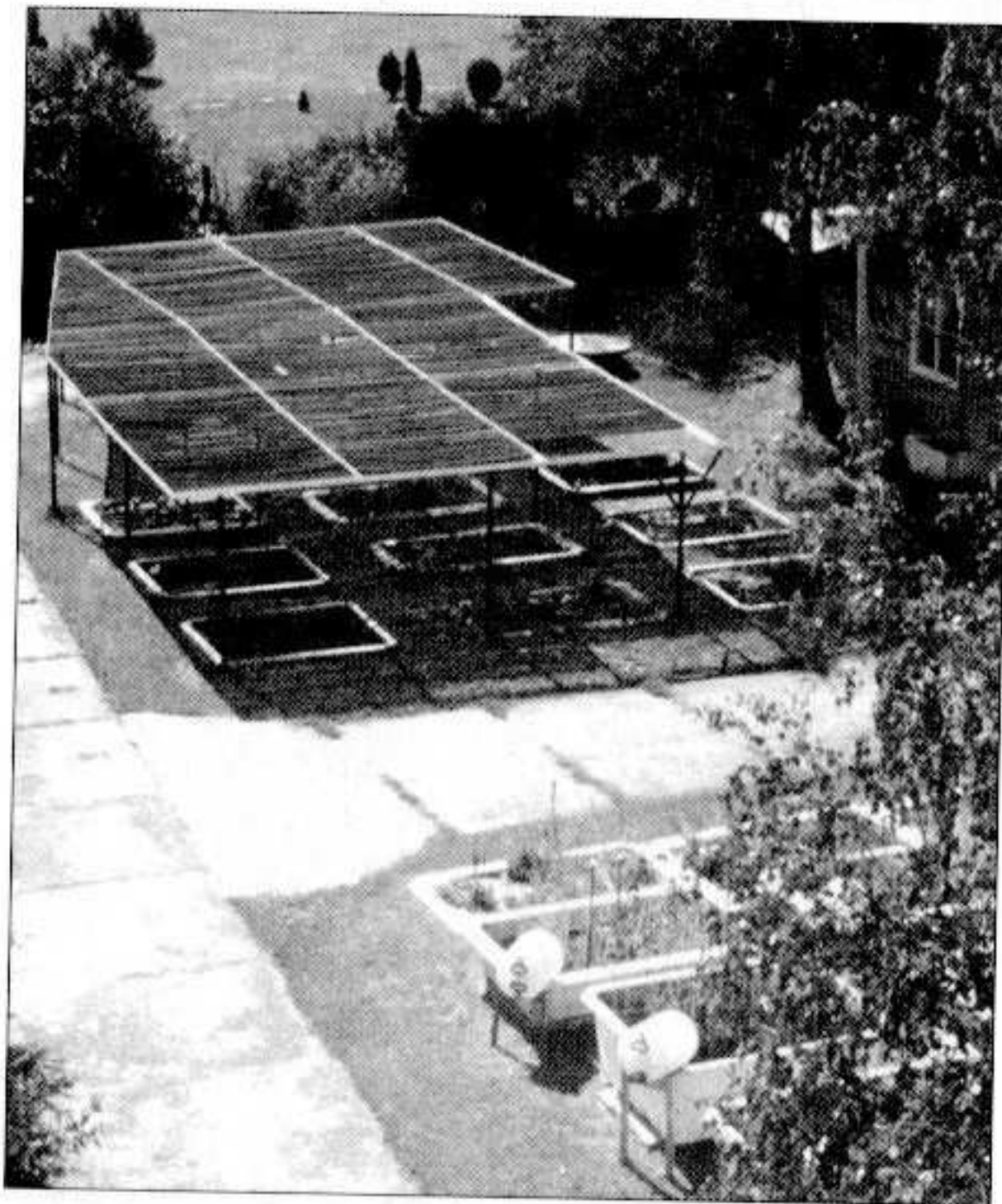


Foto L. Adamec
Husák, Š. & L. Adamec. 1999. Kultivace vodních a mokřadních rostlin v Botanickém ústavu AVČR v Třeboni. *Živa* 47: 117–118.

Botanické zahrady se stále více zaměřují na kultivaci vzácných a ohrožených druhů a mnoho z nich se specializuje na určité typy rostlin. Arnoldovo arboretum Harvardské univerzity pěstuje stovky různých temperátních druhů stromů, The New England Wild Flower Society vlastní kolekci stovek víceletých temperátních bylin, zatímco hlavní jihoafrická botanická zahrada kultivuje 25 % rostlinných druhů své země. Norské arboretum v Milde má nádhernou sbírku téměř 200 druhů rododendronů a 400 kultivarů. V Kalifornii existuje specializované arboretum, které pěstuje 72 ze 110 druhů borovic na světě. Příkladem české sbírky specializované na uchování biodiverzity vzácných a ohrožených druhů rostlin je např. sbírka vodních a mokřadních rostlin umístěná v Třeboni (box 3.4).

Botanické zahrady mohou podstatně přispět k ochraně přírody, neboť jejich živé kolekce a herbáře sušených rostlin představují jeden z nejlepších zdrojů informací o rozšíření rostlin a jejich nárocích na prostředí (Given, 1994). V botanických zahradách často pracují uznávaní odborníci na taxonomii rostlin. Expedice vysílané botanickými zahradami objevují nové druhy a zkoumají druhy známé. Přes 250 botanických zahrad pečuje o přírodní rezervace, které pod jejich správou slouží jako významná chráněná území. Navíc seznamují veřejnost s ochrannými problémy, protože je každoročně navštíví zhruba 150 milionů lidí.

Světový svaz ochrany přírody organizuje a koordinuje ochranné snahy světových botanických zahrad na mezinárodní úrovni. Prioritou tohoto programu je vytvoření celosvětové databáze pro koordinaci sběratelské aktivity a identifikaci významných druhů, které jsou v živých sbírkách málo zastoupeny nebo zcela chybějí. Rozmístění botanických zahrad není příliš ideální, neboť většina z nich je v mírném pásu, přestože většina rostlinných druhů Země se nalézá v tropech; jen několik významných zahrad existuje na takových místech, jako jsou Singapur, Srí Lanka, Jáva a Kolumbie. Zřizování nových botanických zahrad v tropech, spolu s výchovou místních odborníků na taxonomii, by mělo být jednou z priorit.

Jako doplněk pěstování rostlin vytvořily botanické zahrady a vědecké ústavy sbírky semen z volné přírody a z pěstovaných rostlin, někdy nazývané **semenné banky** (seed banks). Při sběru semen je kladen velký důraz na obsáhnutí genetické variability druhů sběrem semen z populací rostoucích napříč areálem daných druhů, vzorky semen z populací rostoucích v různých environmentálních podmínkách a odebíráním semen z mnoha jedinců v každé populaci. Semena většiny rostlinných druhů mohou být dlouhodobě skladována ve studených, suchých podmínkách a později klíčena (obr. 3.24). Schopnost dormance semen je extrémně cenná pro ochranu *ex situ*, neboť umožňuje, aby semena velkého množství vzácných druhů byla zmrazena a skladována v malém prostoru pod minimálním dohledem a při nízkých nákladech. Ve světě existuje více než 50 významných semenných bank, mnoho z nich v rozvojových zemích, kde jsou jejich aktivity koordinovány Poradní skupinou pro mezinárodní zemědělský výzkum (Consultative Group on International Agricultural Research – CGIAR) (Rhoades, 1991; Fuccillo et al., 1998).

Třebaže mají semenné banky velký potenciál v ochraně vzácných a ohrožených druhů, mají také své problémy. Jestliže se přeruší dodávky proudu nebo se pokazí zařízení, může být celá zmrazená kolekce znehodnocena. Navzdory skladování v chladu semena postupně ztrácejí schopnost klíčení následkem vyčerpání energetických zásob a hromadění škodlivých mutací. Aby se překonaly potíže s postupným zhoršováním kvality semen, musí být část semen opakovaně klíčena, dospělé rostliny dopěstovány a nová zásoba semen opět uskladněna. Testování a omlazování vzorků semen pro rozsáhlé sbírky není jednoduché.

Obr. 3.24 V Národním skladu semen ve Fort Collins, Colorado, jsou semena mnoha rostlinných odrůd tříděna, popsána a uskladněna. Štítky podrobně popisují vlastnosti rostlin, místo a datum sběru. Některá semena jsou skladována v hermeticky uzavřeném balení při -20 °C, některá v tekutém dusíku při -196 °C. (Fotograf Ministerstva zemědělství USA)



Přibližně 15 % rostlinných druhů na světě má „problematická“ semena, která postrádají dormanci nebo netolerují nízkoteplotné skladovací podmínky a nemohou být v semenných bankách uchována. Semena těchto druhů musí klíčit okamžitě, nebo zahynou. Druhů s nepoddajnými semeny je mnohem více v tropických lesích než v mírném pásmu; semena mnoha ekonomicky významných tropických ovocných dřevin, stavebních dřevin a plantážních plodin, jako jsou kakaovník a kaučovník, nemohou být skladována. Některé druhy těchto rostlin lze uchovávat ve tkáňové kultuře za kontrolovaných podmínek nebo je množit řízkováním z rodičovských rostlin; tyto postupy jsou však mnohem nákladnější než pěstování rostlin ze semen.

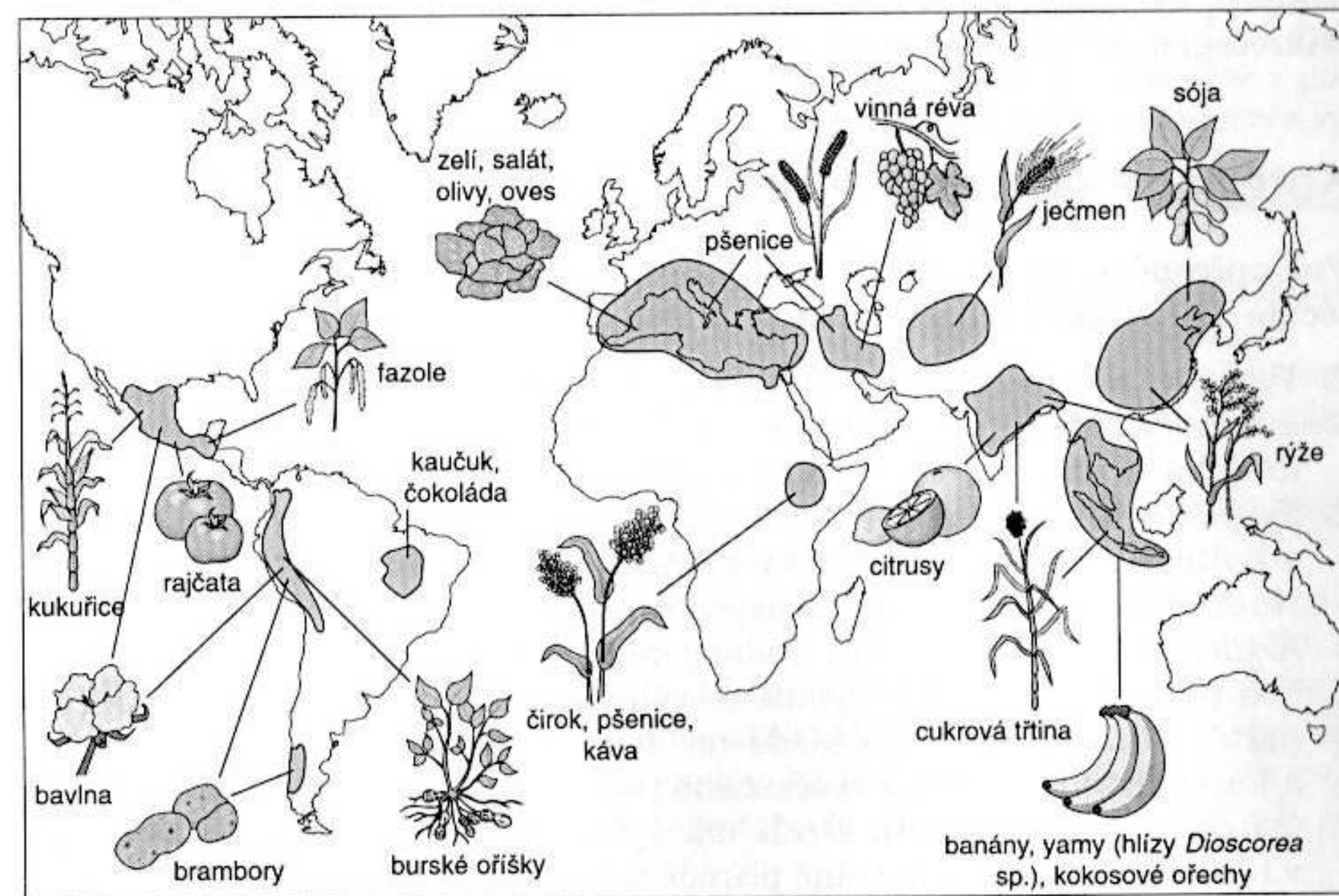
Semenné banky jsou mezinárodními zemědělskými společnostmi považovány za účinnou cestu k uchování genetické variability zemědělských plodin. Geny pro rezistenci vůči určité chorobě nebo škůdcům se často nacházejí pouze v jedné odrůdě plodin, známé jako **krajová odrůda** (land race), která se pěstuje pouze v malé oblasti světa (obr. 3.25 a box 5.3). Tato genetická variabilita má často zásadní význam pro zemědělskou výrobu, která se snaží zachovat a zvýšit produktivitu moderních plodin a reagovat na měnící se podmínky prostředí, jako jsou kyselé deště, období sucha a salinita půdy. Při záchraně této genetické variability bojují vědci s časem, protože tradiční farmáři na celém světě opouštějí místní odrůdy plodin ve prospěch standard-

ních odrůd s velkým výnosem (Altieri & Anderson, 1992; Cleveland et al., 1994). Tento celosvětový trend dobře ilustruje situace na Srí Lance – rolníci zde pěstovali 2000 různých odrůd rýže až do konce padesátých let 20. století; poté se přeorientovali na pouhých 5 vysokovýnosných odrůd.

Do nynější doby bylo zemědělskými semennými bankami získáno přes 2 miliony vzorků semen. Mnoho hlavních plodin, jako pšenice, oves, kukuřice a brambory, je v semenných bankách dobře zastoupeno a další důležité plodiny, jako jsou rýže, proso a čirok, jsou intenzivně sbírány. Bohužel plodiny regionálního významu, léčivé, textilní a další užitečné rostliny zde dostatečně zastoupeny nejsou. Také planě rostoucí příbuzní zemědělských rostlin nejsou v semenných bankách adekvátně reprezentováni, přestože jsou extrémně užiteční pro šlechtitelské programy plodin.

Zvláštní úsilí je věnováno ochraně genetických zdrojů komerčně významných dřevin (Ledig, 1988; Rogers & Ledig, 1996). Skladování semen u mnoha důležitých rodů je obtížné, např. u dubů (*Quercus*) a topolů (*Populus*). Ani semena borovic nemohou být skladována neomezeně dlouho a časem z nich musí být vypěstovány stromy. Často jsou semena vybraných stromů použita k vytvoření semenných plantáží pro komerční produkci semen. Stále častěji se ochrana genetické variability potřebné pro lesnictví zajišťuje chráněním přirozených území s vhodnými druhy, tzv. genofondových ploch. V lesnickém

Obr. 3.25 Užité druhy rostlin vykazují v určitých oblastech světa vysokou genetickou variabilitu, a to nejčastěji tam, kde byl druh poprvé domestikován nebo je stále ještě pěstován v tradičních zemědělských podmínkách. (Zdroj Garrison Wilkes)



výzkumu a k ochraně je zapotřebí mezinárodní spolupráce, neboť komerční druhy jsou často pěstovány daleko od oblastí svého původu; např. borovice paprscitá (*Pinus radiata*) původem z USA je pěstována na 3 milionech hektarů rozmístěných v Chile, na Novém Zélandu, v Austrálii a Španělsku.

Spornou otázkou rozvoje semenných bank zůstává, kdo vlastní a kontroluje genetické zdroje zemědělských plodin (Brush & Stabinsky, 1996). Geny regionálních odrůd zemědělských plodin a jejich planě rostoucích příbuzných poskytují stavební kameny potřebné k vyvinutí „elitních“ vysoce výnosných odrůd vhodných pro moderní zemědělství. Odhaduje se, že 96 % genetické variability potřebné pro moderní zemědělství pochází z rozvojových zemí světa, jako jsou Indie, Etiopie, Peru, Mexiko, Indonésie a Egypt, nicméně šlechtitelské programy „elitních“ linií často probíhají v rozvinutých zemích Severní Ameriky a Evropy. Mezinárodní semenné banky v minulosti hojně sbíraly semena a rostlinné tkáně z rozvojových zemí a poskytovaly je vědeckým stanicím a semenářským společnostem. Jakmile však tyto společnosti vyvinuly pomocí složitých šlechtitelských programů a polních pokusů nové „elitní“ linie, prodávaly jejich semena za vysoké ceny. Rozvojové země se pak právem ptají, proč by měly otevřeně sdílet své genetické bohatství a poté platit za semena vylepšená na základě těchto genetických zdrojů. Řešením tohoto sporu by mohly být smluvní dohody v rámci Úmluvy o biologické rozmanitosti (viz kap. 5), v níž státy souhlasí se sdílením svých genetických zdrojů výměnou za nové produkty a podíl ze zisku (Vogel, 1994).

Kromě semenných bank existují také sbírky mikroorganismů (především bakterií, kvasinek, hub a řas), které aktivně přispívají k ochraně biodiverzity mikroorganismů *ex situ* (box 3.5).

Kategorie ochrany druhů

Pro upřesnění, do jaké míry jsou ohroženy vzácné druhy, zavedla IUCN těchto 10 kategorií ochrany (IUCN, 1996):

1. *Vyhynulý nebo vyhubený* (extinct): Druh (nebo další taxony jako poddruhy a variety), který již neexistuje. Opakované prohledávání lokalit, kde byl druh kdysi nalezen, a dalších možných míst k jeho nalezení bylo neúspěšné.
2. *Vyhynulý nebo vyhubený v přírodě* (extinct in the wild): Druh existuje v kultuře, v zajetí nebo jako vysazená populace mimo svůj původní areál. Na známých lokalitách se ho nepodařilo znovu objevit.
3. *Kriticky ohrožený* (critically endangered): Druh, který má extrémně vysokou pravděpodobnost vyhynutí ve volné přírodě v bezprostřední budoucnosti. Zvláštní důraz se klade na druhy, jejichž počet jedinců poklesl a klesá do té míry, že za současného trendu pravděpodobně nepřežijí.
4. *Ohrožený* (endangered): Druh má vysokou pravděpodobnost vyhynutí v blízké budoucnosti ve volné přírodě a může se stát kriticky ohroženým.

BOX 3.5

Sbírky mikroorganismů v České republice

Federace československých sbírek mikroorganismů (Federation of Czechoslovak Collection of Microorganisms – FCCM) představuje sdružení 21 registrovaných sbírek mikroorganismů, které uchovávají především bakterie, kvasinky, houby a řasy – udržují celkem 21 741 kmenů mikroorganismů. Mnoho sbírek je členy Světové federace sbírek kultur (World Federation for Culture Collections – WFCC) a Organizace evropských sbírek kultur (European Culture Collections Organization – ECCO).

Příklady sbírek (oficiální akronym sbírky, umístění):

Česká sbírka mikroorganismů (CCM, PŘF MU Brno) uchovává více než 2500 kmenů bakterií a 600 kmenů vláknitých hub pro potřeby základního a aplikovaného výzkumu, průmyslové využití, biotechnologii a výuku. Specializovaná sbírka vodních hyfomycetů obsahuje asi 500 kmenů. Mnoho kmenů je unikátních a sbírka průběžně doplňuje svoje fondy, čímž aktivně přispívá k uchování genofondu a ochraně biodiverzity mikroorganismů *ex situ*.

Sbírka autotrofních organismů AV ČR (CCALA, Botanický ústav AV ČR Třeboň) je jednou z nejstarších sbírek řas na světě; rozvíjí se už od roku 1913. Udržuje téměř tisíc kmenů sinic, řas, jatrovek, mechů, kapradin a okřešků. Udržuje řadu izolátů z polárních oblastí, ale i tropické kmeny. Sbírkou podporuje program konzervace kmenů řas imobilizací do agaru a testování růstových charakteristik kultivací v gradientech.

Sbírka kultur basidiomycetů (CCBAS, Mikrobiologický ústav AV ČR Praha) představuje jedinou ucelenou sbírku hymenomycetů v České republice. Uchovává některé chráněné a vzácné druhy a chrání patentované kmeny.

Sbírka kultur hub katedry botaniky PŘF UK (CCF, PŘF UK Praha) uchovává okolo 2000 kmenů hub (*Zygomycetes*, *Ascomycetes*, *Deuteromycetes*). Sbírkou slouží k výuce mykologů, poskytuje srovnávací materiál pro taxonomickou práci vědeckých pracovníků a studentů.

Sbírka mikroskopických hub ÚPB (CMF ISB, Ústav půdní biologie AV ČR České Budějovice) obsahuje přibližně 820 kmenů vláknitých hub izolovaných převážně z půd České republiky, Makedonie, Ruska, Německa, ze vzduchu, rostlinného opadu, střev a výměšků bezobratlých živočichů.

5. *Zranitelný* (vulnerable): Druh, který má vysokou pravděpodobnost vyhynutí ve volné přírodě ve střednědobé budoucnosti a může se stát ohroženým.
6. *Závislý na ochraně* (conservation dependent): Druh není v současnosti ohrožený, ale je závislý na programu ochrany, bez něhož by byl ohrožen vyhynutím.
7. *Téměř ohrožený* (near threatened): Druh je blízko kategorie „zranitelný“, ale v současné době není považován za ohrožený.
8. *Málo dotčený* (least concern): Druh není považován za ohrožený ani za potenciálně ohrožený.
9. *Druh, o němž jsou nedostatečné údaje* (data deficient): Pro stanovení stupně ohrožení daného druhu neexistují adekvátní informace. V mnoha případech nebyl druh spatřen po mnoho let či desetiletí, neboť se ho nikdo nesnažil najít. Na jeho zařazení do kategorie ohrožení je zapotřebí více informací.

10. *Nevyhodnocený* (not evaluated): Druh ještě nebyl ohodnocen z hlediska své ohroženosti.

Druhy v kategoriích 2–4 jsou považovány za ohrožené vyhynutím. Tyto kategorie se osvědčily na národní i mezinárodní úrovni, protože soustředily pozornost na zájmové druhy a na identifikaci druhů ohrožených extinkcí tak, aby byla umožněna jejich ochrana pomocí mezinárodních dohod.

Vzhledem k existujícím právním omezením, která doprovázejí tyto specifikace, a z toho vyplývajícím finančním důsledkům pro vlastníky půdy, obchodní společnosti a státní správu je třeba upřesnit definici každé kategorie, aby se předešlo případným sporům. IUCN vydala v roce 1994 propracovanější a kvantitativní definice a směrnice pro kategorizaci pomocí třístupňového systému založeného na pravděpodobnosti vyhynutí (Mace & Lande, 1991; IUCN, 1994b, 1996):

1. *Kriticky ohrožené druhy* mají 50% pravděpodobnost vyhynutí během 10 let nebo 3 generací podle toho, co trvá déle.
2. *Ohrožené druhy* mají 20% pravděpodobnost vyhynutí během 20 let nebo 5 generací.
3. *Zranitelné druhy* mají 10% nebo větší pravděpodobnost vyhynutí během 100 let.

Stanovení kategorie závisí na znalosti aspoň jedné z následujících informací:

1. Pozorovatelný úbytek počtu jedinců.
2. Velikost geografického území, ve kterém se druh vyskytuje, a počet populací.
3. Celkový počet aktivních a množících se jedinců.
4. Předpokládaný úbytek počtu jedinců za předpokladu současného a naznačeného trendu poklesu populace nebo destrukce stanoviště.
5. Pravděpodobnost vyhynutí druhu během určitého počtu let nebo generací.

Tato kvantitativní kritéria pro určení kategorií jsou založena na metodách analýzy životaschopnosti populace, která se soustředí na trendy v dynamice populací v závislosti na stanovištních podmínkách. Například kriticky ohrožený druh má aspoň jednu z následujících vlastností:

- celková velikost populace je menší než 250 jedinců nebo 50 množících se jedinců;
- populace poklesla během posledních 10 let nebo 10 generací o 80 % a více;
- během 3 let nebo jedné generace je očekáván více než 25% pokles počtu populací;
- celková pravděpodobnost vyhynutí během 10 let nebo 3 generací je větší než 50 %.

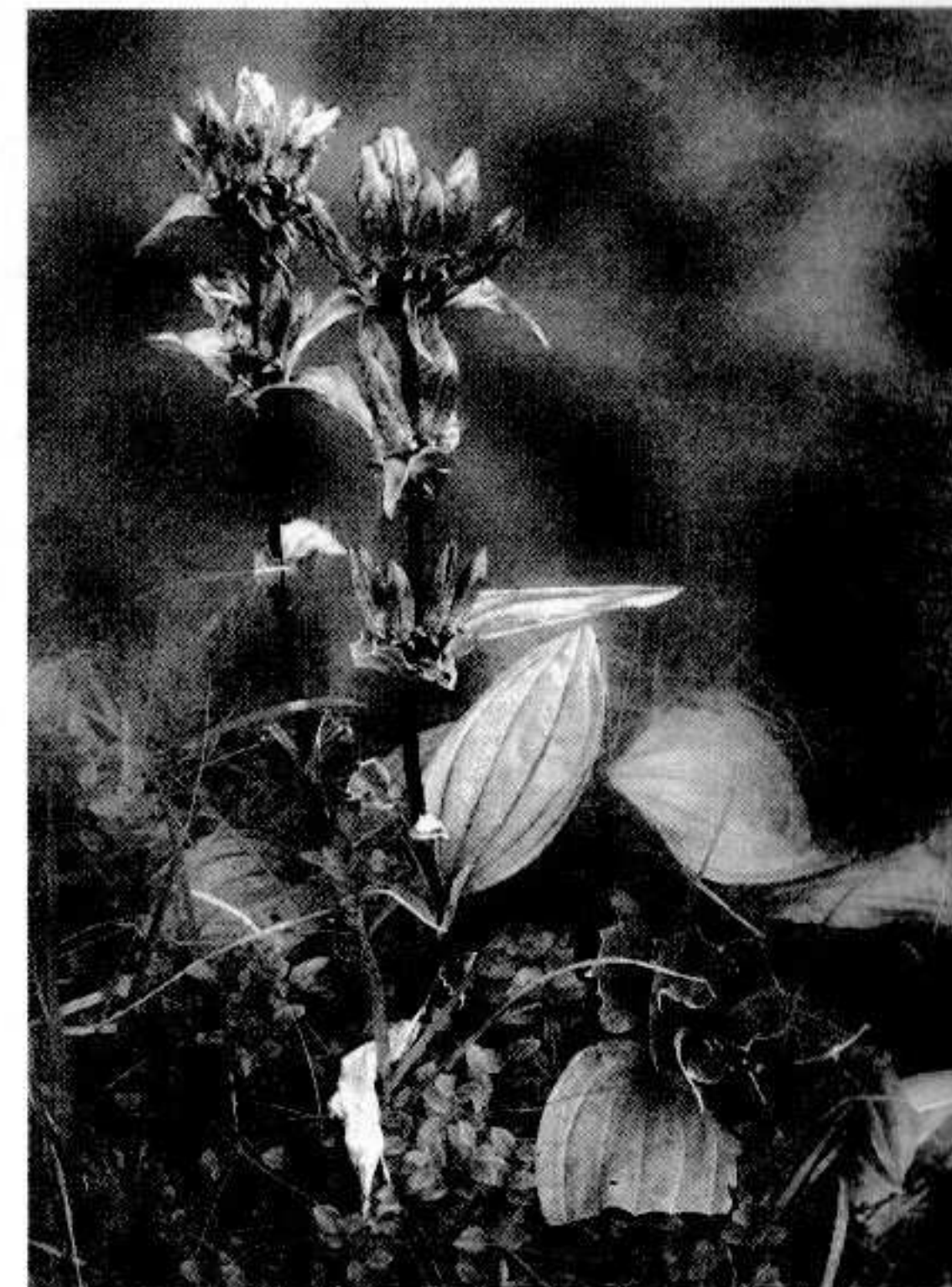
Druh může být považován za kriticky ohrožený také na základě omezeného areálu (méně než 100 km²), pozorované nebo očekávané ztráty stanoviště,

ekologické nevyváženosti nebo komerčního zneužívání (obr. 3.26). Zohlednění ztráty stanovišť při určování kategorií je zvláště důležité pro druhy, které jsou málo biologicky prozkoumané, jako je mnoho tropických druhů hmyzu; druhy mohou být zařazeny mezi ohrožené, jestliže je ničen jejich biotop.

Výhodou tohoto systému je standardizovaná kvantitativní metoda klasifikace, podle níž mohou být rozhodnutí přezkoumána a zhodnocena dalšími odborníky na základě kvantitativních kritérií s použitím dostupných informací. Tuto metodu nelze aplikovat v případech, kdy je třeba učinit rozhodnutí bez dostatečných podkladů a kompletní sběr údajů by byl časově nebo finančně příliš nákladný, zvláště v rozvojových zemích a v rychle se měnících situacích. I přes tato omezení je nový systém klasifikace druhů nesporným vylepšením a bude nápomocen ochraně druhů.

Světové centrum monitorování ochrany přírody (World Conservation Monitoring Centre – WCMC) zhodnotilo a popsalo pomocí IUCN kategorií ve své sérii Červených knih (Red Data Books) ohrožení téměř 60 000 druhů rostlin a 5000 druhů živočichů (IUCN, 1990, 1996). Podstatnou většinu těchto seznamů tvoří rostliny, protože tu jsou zahrnuty rostlinné druhy ohrožených biotopů. Nicméně jsou zde také zastoupeny četné druhy ryb (700), obojživelníků (100), plazů (200), měkkýšů (900), hmyzu (500), vnitrozemských vodních koryšů (400), ptáků (1100) a savců (1100). Je-li IUCN systém aplikován na spe-

Obr. 3.26 Kořeny a oddenky hořce šumavského (*Gentiana pannonica*), vytrvalé byliny vyskytující se na horských loukách Šumavy a východních Alp, se tradičně používaly k přípravě žaludečních likérů a různých preparátů pro stimulaci zažívání a léčbu bolestí žaludku. Před druhou světovou válkou zpracovávaly lékárny v Pošumaví každoročně desítky kilogramů usušených kořenů. Po nadměrném sběru a zničení mnoha populací byla jeho existence ohrožena. Nyní je zařazen do kategorie silně ohrožených druhů naší květeny. (Foto Z. Křenová)



cifické geografické oblasti a skupiny druhů, může upozornit na priority ochrany přírody: savci jako skupina jsou ohroženi více než ptáci, při obecném porovnání regionů jsou druhy v Japonsku všeobecně ohroženy více než druhy jižní Afriky, ty jsou zase ohroženější než druhy Velké Británie (tab. 3.1). Ryby jsou nejohroženější živočišnou skupinou evropského kontinentu. Podrobný příklad poskytuje Malajsie (Kiew, 1991):

- z 2830 druhů dřevin poloostrovní Malajsie jich je 511 považováno za ohrožené;
- velký počet malajských bylinných druhů jsou endemité s jedinou lokalitou, jako jsou vrcholky hor, vodní toky, vodopády nebo vápencové výchozy; jestliže jsou jejich stanoviště zničena, jsou tyto druhy ohroženy vyhynutím;
- všech pět druhů mořských želv je v Malajsii považováno za ohrožené v důsledku kombinace ztrát stanovišť, sběru vajec, lovu, znečištění mořských vod, neregulované turistiky a uvíznutí v rybářských sítích;
- přes 80 % druhů primátů malajského Bornea je nějakým způsobem ohroženo, především destrukcí stanovišť a lovem.

Populárně vědecká vydání Červených knih slouží především jako podklady pro rozpracování programů na záchranu ohrožených druhů a poskytují seznam indikačních organismů významných pro ekologický monitoring. K cílené druhové ochraně by měla přispět i pětidílná řada **Červených knih** vybraných ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČR a SR, která má vyburcovat zájem o záchranu biodiverzity na úrovni druhů a poddruhů (box 3.6).

Programem podobným úsilí IUCN a WCMC je síť Středisek údajů přírodního dědictví (Natural Heritage Data Centers), která pokrývá všech 50 států USA, 3 provincie v Kanadě a 14 latinskoamerických zemí (Jenkins, 1996). Tento program shromažďuje, třídí a poskytuje informace o výskytu tzv. **zájmových elementů ochrany přírody**: více než 35 000 druhů, 7000 poddruhů a množství společenstev. Elementy získávají své statutární zařazení na zá-

Tab. 3.1 Celkový počet druhů v některých zemích mírného pásma a z něho procento druhů ohrožených globální extinkcí. Ohrožené druhy zahrnují kategorie IUCN „kriticky ohrožené“, „ohrožené“ a „zranitelné“ druhy.

	Savci		Ptáci		Plazi		Obojživelníci		Rostliny	
	počet	%	počet	%	počet	%	počet	%	počet	%
Argentina	320	8,4	897	4,6	220	2,3	145	3,4	9 000	1,9
Kanada	193	3,6	426	1,2	41	7,3	41	2,4	2 920	22,2
Čína	394	19	1100	8,2	340	4,4	263	0,4	30 000	1,1
Japonsko	132	22	>250	13,2	66	12,1	52	19,2	4 700	15
Rusko	269	11,5	628	6,1	58	8,6	23	0	–	–
Jihoafrická rep.	247	13,4	596	2,7	299	6,4	95	9,5	23 000	4,1
Velká Británie	50	8	230	0,9	8	0	7	0	1 550	1,8
USA	428	8,2	650	7,7	280	10	233	10,3	16 302	11,3

Zdroj: Údaje pocházejí z WRI, 1998

BOX 3.6

Červené knihy České a Slovenské republiky

Červené knihy ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů České a Slovenské republiky vyšly v následující pětidílné řadě:

Sedláček, K. (ed.). 1988. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSSR. 1. díl. *Ptáci*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha. [143 zpracovaných druhů ptáků]

Baruš, V. (ed.). 1989. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSSR. 2. díl. *Kruhoústí, ryby, obojživelníci, plazi, savci*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha. [114 zpracovaných druhů; z toho 6 kruhoústých, 34 ryb, 13 obojživelníků, 10 plazů a 51 savců]

Škapec, L. (ed.). 1992. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR. 3. díl. *Bezobratlí*. Příroda, Bratislava. [188 druhů; z toho 26 plžů, 4 mži, 1 štír, 30 pavouků, 10 korýšů a 117 druhů hmyzu]

Kotlaba, F. (ed.). 1995. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů SR a ČR. 4. díl. *Sinice a riasy, huby, lišejníky, machorasty*. Příroda, Bratislava. [243 druhů; z toho 34 sinic a řas, 119 hub, 49 lišejníků a 40 mechorostů]

Čeřovský, J. et al. 1999. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČR a SR. 5. díl. *Vyšší rostliny*. Příroda, Bratislava. [373 druhů a 27 poddruhů]

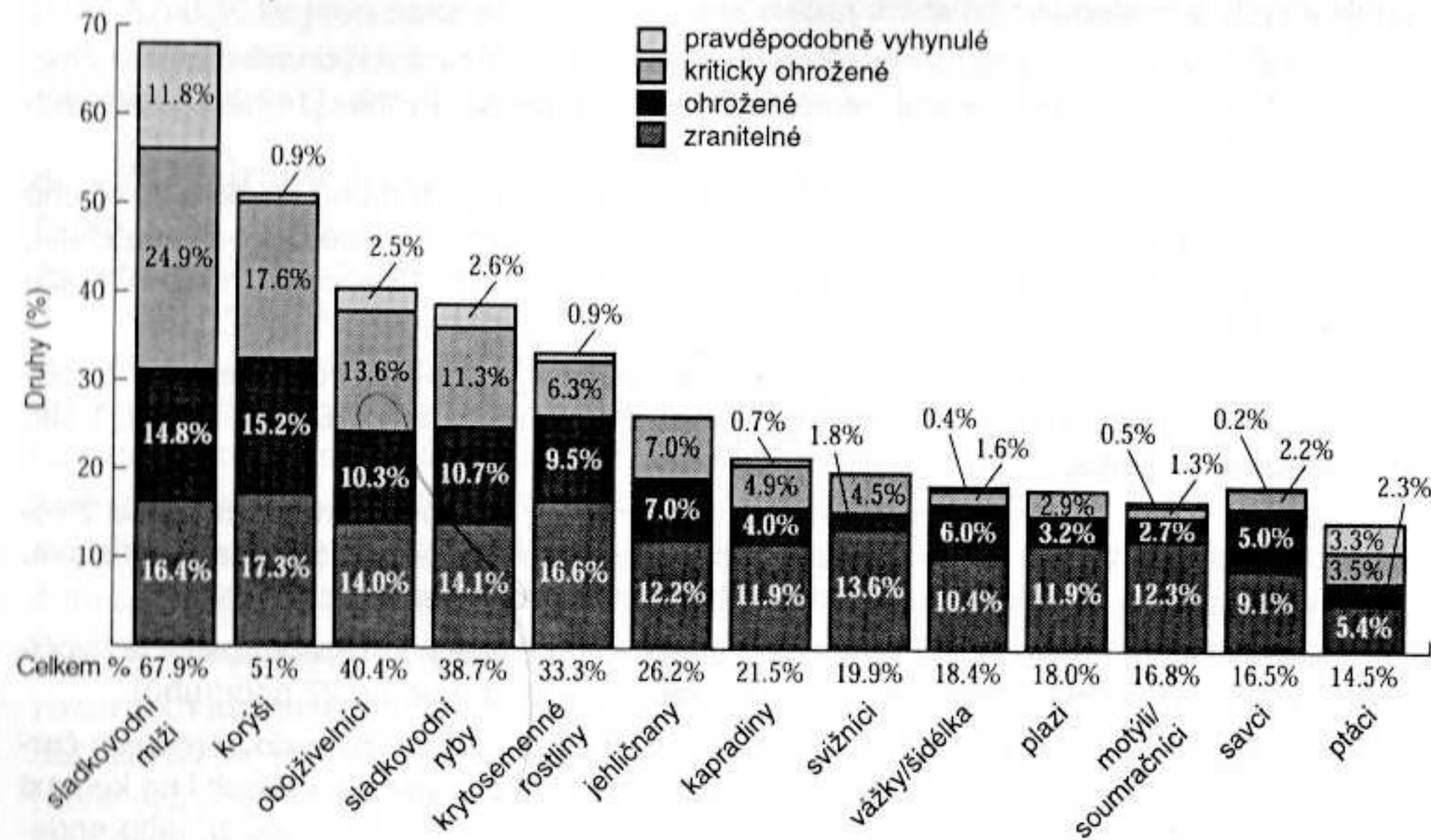
Při výběru taxonů do Červených knih byl brán ohled na druhy zařazené do národních červených seznamů, na situaci v jiných, zejména sousedních evropských státech i na kontext celoevropský. Klade se důraz na to, aby se nezaměňovala vzácnost výskytu nebo endemismus se skutečným ohrožením druhu. Zřetel byl brán i na určitou „reprezentativnost“ příčin a činitelů ohrožení a mizení. Skutečnost, že knihy byly vypracovány pro Českou i Slovenskou republiku společně, se odráží v určité nevyváženosti mezi zařazenými druhy, které jsou v jedné republice dosti běžné, zatímco v druhé velmi vzácné nebo mizející.

U každého druhu je uvedena kategorie ohrožení podle kategorizace IUCN a podle národních červených seznamů. Dále jsou uvedeny informace o rozšíření taxonu v ČR a SR doplněné mapkou znázorňující existující a zaniklé lokality v základních polích středoevropské mapovací sítě o přibližné velikosti 10x10 km. Následuje nejdůležitější ekologická a biologická charakteristika, význam druhu z vědeckého nebo praktického hlediska a vlastní příčiny ohrožení. Poslední a nejdůležitější odstavec se týká ochrany druhu z hlediska vhodného zařazení do příslušné kategorie ohrožení, zahrnutí stávajících stanovišť do chráněných území a vhodného aktivního managementu populací a biotopů. V knihách byly zveřejněny i tzv. *černé seznamy* vymizelých taxonů ČR a SR.

kladě řady standardních kritérií: počet zbývajících populací nebo jedinců daného druhu, plošná rozloha společenstev, počet chráněných území, stupeň ohrožení a vrozená zranitelnost druhu či společenstva.

Výsledky prezentované Steinem a Flackem (1997) ve zprávě o stavu rostlin a živočichů USA ukazují, že skupiny vodních druhů, včetně sladkovodních mlžů, raků, obojživelníků a ryb, jsou extinkcí ohroženy více než ostatní dobře známé suchozemské skupiny, jako jsou hmyz, ptáci a savci (obr. 3.27). Sladkovodní mlži jsou nepochybně nejohroženější skupinou druhů, protože 11,8 %

Obr. 3.27 Graf zobrazuje některé skupiny organismů studovaných v USA, seskupené podle celkové ohroženosti a procenta druhů v jednotlivých kategoriích ohrožení (druhy pravděpodobně vyhynulé, kriticky ohrožené, ohrožené a zranitelné). (Stein & Flack, 1997)



těchto druhů už vyhynulo a téměř 25 % je kriticky ohroženo. Suchozemské rostliny jsou ve středním stupni ohrožení.

Tento systém se ukázal jako velice úspěšný a užitečný a zahrnuje již 300 až 400 tisíc záznamů o výskytu jedinců. Oblastní střediska údajů se stovkami zaměstnanců přispívají přibližně 200 000 informacemi ročně k ochraně ohrožených druhů, posuzování vlivů na životní prostředí, vědeckým výzkumům a rozhodování o využití krajiny. Organizace ohromného množství údajů je nákladnou a náročnou aktivitou, která je však zásadní složkou ochrannářského úsilí. Potřebujeme vědět, které druhy a která společenstva jsou ohrožena a kde se vyskytují, abychom je mohli ochránit.

Ve Švýcarsku se pokusili přehodnotit stupeň ohrožení 2106 druhů rostlin a živočichů, které jsou v současné době na Červeném seznamu ohrožených druhů Země. Z těchto druhů jich bylo díky ochranným opatřením 317 označeno za stabilní nebo se vzrůstající abundancí a nyní tvoří tzv. *modrý seznam* revitalizovaných druhů, které jsou důkazem úspěchů ochrany přírody (Gigon et al., 1998).

Právní ochrana druhů

Poté co je druh shledán vhodným pro ochranu, mohou být schváleny zákony a podepsány dohody zajišťující určitá opatření. Státní zákony chrání druhy

v jednotlivých zemích; mezinárodní dohody regulují obchod s druhy mezi zeměmi.

Státní legislativa

Ve většině moderního světa mají státní správa a organizace ochrany přírody vedoucí úlohu v ochraně všech úrovní biodiverzity. Zákonem jsou zřizovány národní parky, regulovány aktivity jako rybolov, kácení a pastva, zákony je omezováno znečištění vody a ovzduší. Mezinárodní dohody ovlivňující obchod s ohroženými živočichy jsou plněny na národní úrovni a kontrolovány na hranicích. Mnoho státních zákonů je zaměřeno na ochranu druhů. Účinnost, s jakou jsou tyto zákony uváděny do praxe, odráží stanovisko státu k ochraně svých přírodních zdrojů a svých obyvatel. V mnoha zemích si již lidé uvědomují, že zachování zdravého životního prostředí a ochrana druhů jsou úzce spojeny se zdravím lidí.

Státy se liší ve svém přístupu k ochraně biodiverzity. Například členské a přidružené státy Evropské unie se při ochraně druhů opírají především o mezinárodní úmluvy (viz dále) a navíc mají uzákoněna přesná pravidla a předpisy k ochraně biodiverzity.

Jedním příkladem je **Směrnice č. 79/409/EEC o ochraně volně žijících ptáků** z roku 1979 (Birds Directive) zavazující členské a přidružené země Evropské unie k ochraně a péči o ptačí stanoviště, zvláště o ta, která slouží stěhovavým a hnízdicím ptákům (McLean et al., 1999). Míra plnění a prosazování těchto ochranných opatření se mezi evropskými zeměmi značně různí. Česká republika se zavázala navrhnout národní seznam lokalit pro vytvoření *oblastí zvláštní ochrany* (Special Protected Areas – SPA) do data vstupu ČR do EU. Nezastupitelným podkladem pro výběr vhodných kandidátských lokalit jsou tzv. *významná ptačí území* (Important Bird Areas – IBA), klíčová území pro ohrožené ptačí druhy a velká shromaždiště ptáků při tahu a zimování. Na celém světě jich bylo zatím vyhlášeno 20 000, z toho 3600 v Evropě. Myšlenku určení ornitologicky významných území v Evropě rozpracovala v polovině osmdesátých let Mezinárodní rada na ochranu ptáků. Její nástupnická organizace Birdlife International tento koncept rozšířila i na zbývající kontinenty a připravila nová kritéria pro identifikaci IBA.

Jinou důležitou kategorií jsou tzv. *endemická ptačí území*, ve kterých žijí nejméně dva druhy s areálem rozšíření menším než 50 000 km². Takových druhů je 2500 a bylo pro ně identifikováno 218 území.

V USA je zásadním zákonem regulujícím ochranu druhů **Zákon o ohrožených druzích** (Endangered Species Act) z roku 1973 a pozdější Zákon o ochraně mořských savců (Marine Mammals Protection Act). Zákon byl vytvořen kvůli zajištění prostředků k zachování ekosystémů, na nichž jsou ohrožené a potenciálně ohrožené druhy závislé, a kvůli vytváření programů pro

ochranu takových druhů. Druhy jsou chráněny podle zákona, jestliže jsou na úředním seznamu ohrožených nebo potenciálně ohrožených druhů. Podle definice zákona jsou *ohrožené* (endangered) druhy ty, které pravděpodobně vyhynou v důsledku lidských aktivit či přirozených příčin v celé nebo podstatné části svého areálu; *potenciálně ohrožené* (threatened) druhy jsou ty, které se mohou stát ohroženými v blízké budoucnosti. Ministerstva vnitra jednotlivých států USA mohou na základě dostupných informací přidávat i odstraňovat druhy ze seznamů. Navíc je pro každý druh uvedený na seznamu požadován plán obnovy, jenž většinou spočívá v ochraně a obnovení stanoviště a v aktivní péči o daný druh (Foin et al., 1998). V současné době existuje téměř 4000 druhů kandidujících na zápis do seznamu. Některé z těchto druhů během čekání na své zařazení pravděpodobně vyhynou.

Od svého uzákonění před více než dvěma desetiletími se Zákon o ohrožených druzích stává v USA stále významnějším nástrojem ochrany přírody. Poskytuje právní základ pro ochranu některých význačných živočišných druhů jako medvěd grizzly, orel bělohlavý, jeřáb americký a vlk. Jelikož chrání také ekosystémy, ve kterých ohrožené druhy žijí, jsou jím současně chráněny tisíce dalších druhů a celá společenstva (Carroll et al., 1996). Ačkoli zákon poskytl ochranu tisícům druhů, jeho analýza odhalila několik znepokojivých tendencí. Seznam druhů, který zákon upravuje, není tak obsáhlý, jak by mohl být, ani přesně neodráží druhy nebo skupiny druhů, které jsou nejvíce ohroženy vyhynutím. Většina druhů zařazených do seznamu jsou rostliny a obratlovci, navzdory tomu, že většinu druhů na Zemi tvoří hmyz a bezobratlí. Například přibližně jedna polovina druhů ze 300 sladkovodních mlžů v USA ubývá, mnohé jsou ohroženy extinkcí nebo už vyhynuly, ale pouze 56 druhů je uvedeno v zákonu (Stolzenburg, 1992; Chadwick, 1995). Jiná studie ukázala, že živočišné druhy mají v době svého zařazení do seznamu většinou pouze okolo 1000 zbývajících jedinců a rostlinné druhy méně než 120 jedinců (Wilcove et al., 1993). Takovéto skupiny mohou mít genetické a demografické problémy spojené s malou velikostí populace, což může bránit jejich znovuoobnově. Ohrožené druhy by tedy měly být zákonem chráněny dříve, než jejich množství poklesne natolik, že se jejich obnovení stává nepravděpodobným.

Zatímco se Zákon o ohrožených druzích stal modelem pro další země, např. Austrálii, jeho uplatnění v USA – zemi jeho původu – je často kontroverzní (Chadwick, 1995; Easter-Pilcher, 1996). Už od svého uzákonění byla tato legislativa zdrojem sporů mezi ochranářským úsilím a obchodními zájmy v USA. Ochrana poskytnutá vyjmenovaným druhům je tak silná, že představitelé obchodu často živelně lobují proti zařazení druhů nacházejících se na jejich území do seznamu, a to především je-li rehabilitace takových druhů obtížná (Tear et al., 1993).

Dosud bylo ze seznamu vyřazeno pouze 21 druhů; za mimořádné úspěchy lze považovat vyřazení pelikána hnědého a aligátora amerického. Po zjištění, že počet orlů bělohlavých stoupl ze 400 hnízdních párů v šedesátých letech na

BOX 3.7

Druhá ochrana v ČR

Devastace krajiny a přírodních zdrojů našeho území, umocněná v posledních desetiletích, vedla kromě jiného ke snížení biologické rozmanitosti a početnosti populací původních druhů; např. intenzifikace zemědělství způsobila katastrofální úbytek dříve běžných druhů koroptve polní a chřástala polního. V České republice je v současné době (podle materiálu MŽP z roku 1998) ohroženo zhruba 35 % druhů savců, 57 % druhů u nás hnízdicích ptáků, 100 % druhů plazů, 95 % druhů obojživelníků, 28 % druhů ryb a 16 % druhů vyšších rostlin. Společným působením mnoha negativních vlivů lidské činnosti došlo k takovému poškození ekosystémů, že na našem území vymizela celá řada druhů, např. po přehrazení toků vymizeli losos obecný a jeseter velký.

Pro ochranu biologické diverzity krajiny je důležité zajistit účinnou ochranu rostlinných a živočišných druhů, včetně jejich přirozených stanovišť. Ochrana všech druhů organismů vyplývá ze zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, doplněného zákonem č. 16/1997 Sb. o podmínkách dovozu a vývozu volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a vyhláškou č. 395/1992 Sb. Kromě těchto zákonných úprav jsou rovněž akceptovány podmínky mezinárodních úmluv a směrnic Rady Evropy, ke kterým Česká republika přistoupila (Bonnská, Washingtonská, Ramsarská a Bernská úmluva, směrnice o ptácích a stanovištích).

Účinnost zákona č. 114/1992 spočívá ve **všeobecné ochraně** veškerých organismů, jež by mohly být nějakým způsobem ohroženy ve své existenci, a v ochraně **zvláště chráněných druhů** rostlin, živočichů, ochraně nerostů, geologických památek a památných stromů:

- zvláště chráněné druhy rostlin a živočichů se podle stupně jejich ohrožení člení na **kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené**. Jejich seznam a stupeň ohrožení je stanoven vyhláškou č. 395/1992 Sb.;
- druhy nerostů, které jsou vzácné nebo vědecky či kulturně hodnotné, lze vyhlásit za zvláště chráněné, není dovoleno je sbírat a poškozovat jejich naleziště;
- mimořádně významné stromy, jejich skupiny a stromořadí lze vyhlásit rozhodnutím pověřených obecních úřadů za památné.

V současné době (rok 2001) se připravuje novelizace předpisů na ochranu přírody a krajiny tak, aby vyhovovaly legislativě Evropské unie. Jde především o přizpůsobení našich norem Směrnicí Rady č. 79/409/EEC o ochraně volně žijících ptáků a Směrnicí Rady č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Lze očekávat, že dojde ke změně v druhové kategorizaci. V souladu s evropskou legislativou budou za zvláště chráněné druhy rostlin a živočichů prohlášeny takové, které jsou ohrožené, zranitelné, vzácné nebo endemické, a to nejenom ty, které jsou chráněny podle nynějších českých předpisů, ale i druhy, které vyplývají z evropské legislativy.

Cílená péče o druhy rostlin a živočichů patří mezi klíčové složky ochrany přírody. **Agentura ochrany přírody a krajiny ČR** (AOPK ČR, organizace MŽP ČR) se zabývá výzkumem a aktivní ochranou biodiverzity na úrovni populací. Ve spolupráci s vědeckými pracovišti a jednotlivými specialisty jsou sledovány taxony v ohrožených biotopech, ověřovány záchranné techniky péče o ohrožené nebo přirozeně vzácné druhy v jejich prostředí (*in situ*) i mimo ně (*ex situ*) a sledován vliv managementu na vybraná mimořádně významná stanoviště. U některých druhů bylo přikročeno k aktivnímu managementu jejich populací, jehož součástí je i doplňování jedinci z jiných částí areálu nebo uměle odchovanými člověkem (jasoň červenooký, rak říční, tetřev hlušec apod.). Probíhají také reintrodukce některých původních druhů, které vlivem negativních faktorů zcela vymizely, na místa jejich pů-

vodního výskytu (puščík bělavý, sokol stěhovavý, raroh velký, rys ostrovid atd.). Získané poznatky o managementu populací, ať již *in situ* (např. zvyšování nabídky hnízdních dutin, péče o preferovaný biotop a jeho přizpůsobení požadavkům druhu), *ex situ* (záchranné programy, péče o poškozené jedince) nebo jejich kombinace (reintrodukce cílových druhů) potvrzují, že nesporným základem druhové ochrany zůstává dokonalá znalost způsobu života druhů (bionomie). Nedílnou součástí druhové ochrany proto představuje analýza dostupných údajů o cílových druzích, zařazených do databáze AOPK ČR.

Červené seznamy rostlin

Důležitým vědeckým (v některých státech i zákonným) podkladem pro aktivní ochranu a záchranu genofondu jsou tzv. **červené seznamy**, které evidují veškeré ohrožené a vzácnější taxony, včetně těch, které vyžadují větší pozornost, nebo těch, jejichž zákonná ochrana je problematická. Takovým druhem je například merlík smrdutý (*Chenopodium vulvaria*), který se hojně vyskytoval v intravilánech obcí podél zdí a plotů na místech s mimořádně vysokou koncentrací dusíku v půdě. V současné době je ohrožen především úpravami komunikací a budováním hygienických zařízení ve vesnických hospodách (Chán, 1999).

Červené seznamy se obvykle vztahují k nějakému území; existují červené seznamy České republiky a regionální červené seznamy, např. červený seznam jižních Čech (Chán, 1999), které zdůrazňují regionální či lokální ohrožení a význam druhů, čímž napomáhají rozhodování oblastních orgánů ochrany přírody při cílené ochraně druhů. Za smutné příbuzné lze považovat **černé listiny**, které uvádějí seznamy vyhynulých a neznámých taxonů (Holub, 2000).

V Červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Holub & Procházka, 2000) je uvedeno celkem 1627 druhů a poddruhů z celkového počtu 2550 taxonů České republiky. Po odečtení skupiny nejasných případů vyhynulých a neznámých taxonů nám zůstává 1547 taxonů, z nichž 2,5 % (69 taxonů) patří mezi vyhynulé, 2 % (49 taxonů) mezi neznámé, 18,5 % (473 taxonů) mezi kriticky ohrožené, 14 % (352 taxonů) mezi silně ohrožené, 13 % (326 taxonů) mezi ohrožené a 10 % (278 taxonů) mezi vzácnější taxony vyžadující další pozornost. První verze Červeného seznamu z roku 1979 obsahovala celkem 1152 taxonů, nová verze zahrnuje už 1547 taxonů s tím, že počet taxonů stoupl ve všech skupinách s vyšším stupněm ohrožení, stejně jako se zvýšil počet vyhynulých a neznámých taxonů. Zjištění, že 4,5 % druhů a poddruhů květeny České republiky patří do skupiny taxonů vyhynulých a neznámých a dalších 45,5 % je v různém stupni vážně ohrožených, je znepokojivou skutečností stavu a vývoje současného životního prostředí.

Holub, J. 2000. Černá listina vymizelých taxonů květeny České republiky a Slovenské republiky. *Preslia*, Praha, 72: 167–186.

Holub, J. & F. Procházka. 2000. Červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Preslia*, Praha, 72: 187–230.

Chán, V. (ed.). 1999. Komentovaný červený seznam ohrožené květeny jižní části Čech. *Příroda*, Praha, 16: 1–284.

současné 4 tisíce, byl tento druh v roce 1994 přesunut z vysoce regulované kategorie „ohrožený“ do méně přísné kategorie „potenciálně ohrožený“.

Obtíže při obnově rostlinných druhů často nejsou primárně biologické, ale spíše politické, administrativní a finanční. Vládní organizace U.S. Fish and Wildlife Service každoročně vydá okolo 50 milionů USD za aktivity spojené

s tímto zákonem, ale odhaduje se, že ve skutečnosti jsou potřeba aspoň 4 mld. USD. Ačkoli byly zvýšeny prostředky na obnovu druhů, počet zařazených druhů rostl rychleji, a tím se dostupné investice na jednotlivé druhy snížily. Jedním z řešení může být snížení daní soukromých vlastníků půdy za udržování biotopů ohrožených druhů.

V České republice je základním zákonem ochrany druhů **Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny**. Účinnost tohoto zákona spočívá v ochraně nejen zvláště chráněných druhů, ale také ve všeobecné ochraně rostlin a živočichů, která chrání veškeré organismy, jež by mohly být nějakým způsobem ohroženy ve své existenci (box 3.7). Podmínky dovozu a vývozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin jsou stanoveny v zákonu **16/1997 Sb.** (box 3.8).

Mezinárodní dohody

Ačkoli hlavní mechanismy ochrany biologické rozmanitosti ve světě patří dnes do kompetence jednotlivých států, stále více jsou k ochraně druhů a jejich biotopů využívány i dohody na mezinárodní úrovni. Mezinárodní spolupráce je zcela nevyhnutelná z několika zásadních důvodů. Za prvé, jedinci často překračují státní hranice; ochrana migrujících ptačích druhů v Evropě by neměla smysl, pokud by byla zničena jejich zimoviště v Africe. Za druhé, mezinárodní obchod s biologickými výrobky může vést k drancování druhů jen proto, aby uspokojil poptávku. Kontrola a řízení obchodu jsou nutné jak při exportu, tak při importu. Za třetí, přínos plynoucí z biologické rozmanitosti má mezinárodní význam. Bohaté země mírného pásu, které mají prospěch z tropické biodiverzity, by měly být ochotné pomoci při její ochraně méně rozvinutým zemím světa. Konečně mnoho problémů plynoucích z toho, že ohrožené druhy a ekosystémy mají mezinárodní význam, lze řešit mezinárodní spoluprací. Týká se to především nadměrného lovu ryb a zvěře, atmosférického znečištění, kyselých dešťů, znečištění jezer, řek a oceánů, změn globálního klimatu a úbytku ozonu.

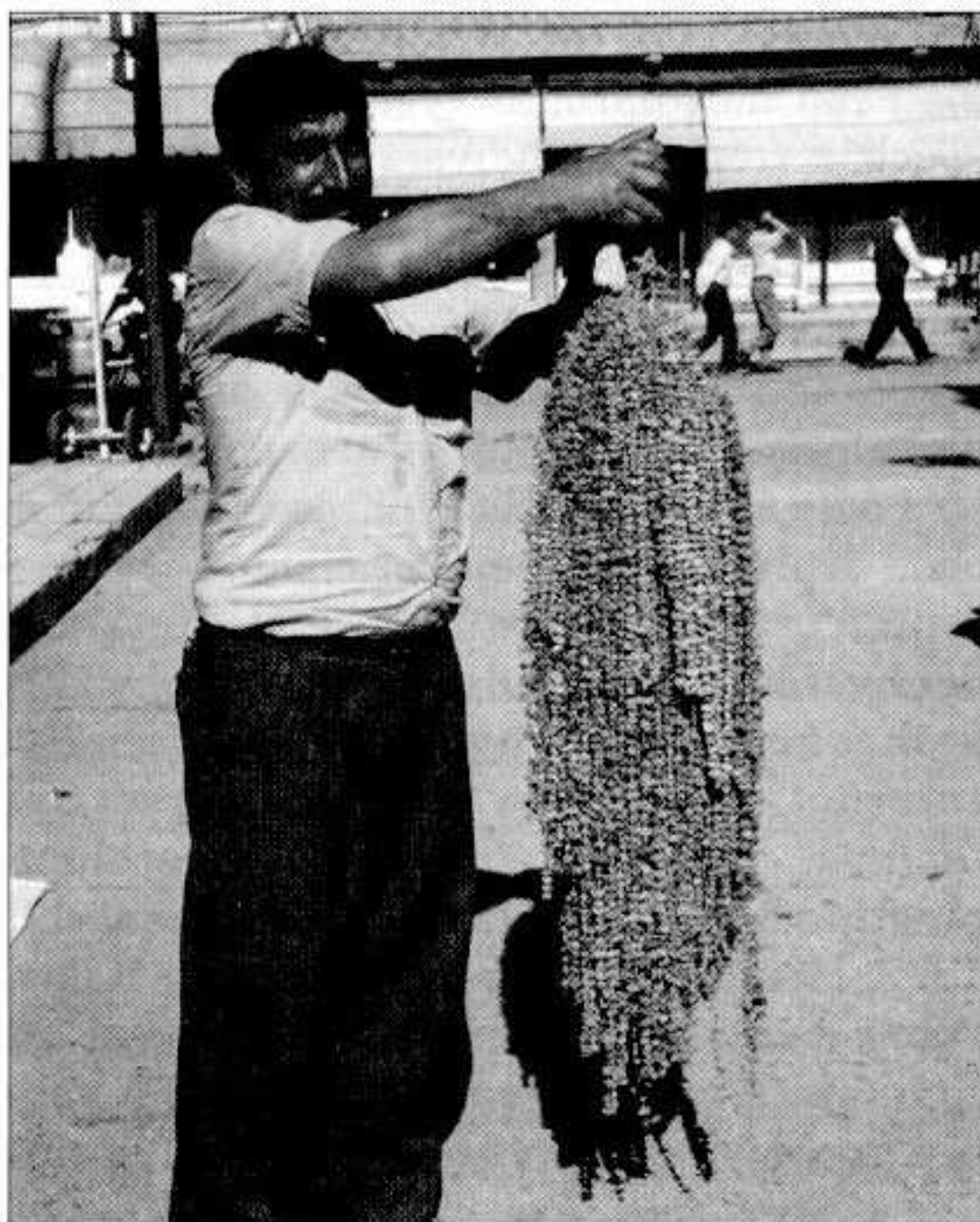
Podle statistických údajů je využívání divoké přírody pro mezinárodní obchod druhou nejvýznamnější příčinou ubývání druhů na naší planetě, hned za ničím přirozených stanovišť. Jednou z nejdůležitějších dohod chránících druhy na mezinárodní úrovni je **Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a rostlin** (Convention on International Trade in Endangered Species – **CITES**, Washingtonská úmluva), vytvořená v roce 1973 ve spolupráci s Programem OSN pro životní prostředí (United Nations Environmental Programme – UNEP) (Wijnstekers, 1992; Hemley, 1994). Úmluva se snaží dostat mezinárodní obchod s volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostlinami pod společnou kontrolu všech zemí světa, aby se zabránilo úplnému vyhubení ohrožených druhů při jejich bezohledném získávání k obchodním účelům. Úmluva také kontroluje obchod

s živočichy odchovanými v zajetí a vypěstovanými druhy rostlin, které jsou v přírodě ohroženy. V žádném případě se však nedotýká domestikovaných zvířat a kulturních rostlin. V současné době byla dohoda podepsána více než 128 státy.

CITES obsahuje seznam druhů, jejichž mezinárodní obchod je kontrolován; členské země souhlasí se zákazem obchodování s těmito druhy a jejich destruktivního využívání. Příloha I této Úmluvy zahrnuje přibližně 675 živočichů a rostlin, s nimiž je komerční obchod zakázán, a příloha II zahrnuje okolo 3700 živočichů a 21 000 rostlin, s nimiž je mezinárodní obchod regulován a monitorován. Přílohy I a II pokrývají takové významné zahradnické rostliny jako orchideje (obr. 3.28), cykasy, kaktusy, masožravé rostliny a stromové kapradiny a zahrnují také druhy užitkového dřeva. Ze živočichů jsou mezi vysoce regulovanou skupinou papoušci, velké kočkovité šelmy, velryby, mořské želvy, draví ptáci, nosorožci, medvědi, primáti, druhy sbírané pro obchod s domácími zvířaty, pro zoologické zahrady nebo akvária a druhy lovené pro kožešinu, kůži či jiné komerční produkty. Druhy v příloze III jsou ohrožené na území určitého státu, který požádal o regulaci obchodu s nimi.

Hlavními vývozními oblastmi jsou Střední a Jižní Amerika, Afrika a Asie a hlavními dovozními oblastmi jsou Severní Amerika, Evropa, Dálný východ (Japonsko, Korea, Čína), Střední východ a Austrálie. Nejčastěji se obchoduje s kůžemi plazů, kožešinami, živými exotickými ptáky, tropickými akvarijními rybami, mušlemi a korály, kaktusy, orchidejemi a vzácným tropickým dře-

Obr. 3.28 Existence orchidejí je v mnoha zemích na světě ohrožena nejen sběrem rostlin pro komerční účely, ale také tradičním sběrem orchidejových hlíz, tzv. salepu, zejména v Turecku. Salepu se přisuzují mnohé léčebné účinky včetně afrodisiakálních a připravuje se z něj typický mléčný nápoj a zmrzlina. Ročně se produkuje zhruba 45 tun salepu, což odpovídá 180 milionům vyhrabaných hlíz.



vem. Rozsáhlý je i nelegální obchod s neživou přírodou. Nejzávažnějším současným problémem je pašování produktů z vymírajících druhů, jako jsou tygři (kosti), nosorožci (rohy), medvědi (žlučníky) aj. do Číny, Tchajwanu, Koreje, Vietnamu a Hongkongu pro výrobu tradičních léčiv. V Číně a Tchajwanu dnes existují státem registrované zásoby rohů nosorožců o celkové váze 10 tun. Na výrobu tradičních léčiv se v Číně spotřebuje ročně 800 kg rohů nosorožců. Průměrná váha rohu je 0,3 až 1,5 kg.

Roční obrát mezinárodního obchodu (údaj z roku 1997) s volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostlinami (bez rybolovu a těžby dřeva) je asi 15 mld. USD. Odhaduje se, že objem nelegálního obchodu představuje dalších asi 5 mld. USD. Výtěžky rybolovu představují dalších asi 40 mld. USD a obchod se dřevem 100 mld. USD. Výnosnost obchodu s ohroženými druhy je značná, neboť v chudých rozvojových zemích jsou ceny často několikasetnásobně nižší než v zemích rozvinutých. Například cena jedné želvy v Uzbekistánu je asi 2 Kč, po dovozu do České republiky je prodávána za 400 Kč.

Objem ročního (1996) nelegálního obchodu s druhy v přílohách k CITES:

opice 25 000–30 000 kusů

živí ptáci 2–5 milionů

kůže plazů 10 milionů, z toho
kajmanů 1,5 milionu

kožešiny 15 milionů

tropické akvarijní ryby 350 milionů

planě rostoucí orchideje 2 miliony

cibulky sněženek 30 milionů

Objem ročního (1990) nelegálního dovozu do USA:

živí plazi 300–500 tisíc

mušle 12–15 milionů

koráli 1000–1500 tun

kaktusy 1–2 miliony

Dohoda CITES kontroluje mezinárodní obchod s ohroženými druhy prostřednictvím povolení, která musí doprovázet každou mezinárodní zásilku dotyčných organismů nebo výrobků z nich. Tato povolení, známá spíše pod termínem „CITES permity“, jsou dokladem o tom, že vývoz nebo dovoz této zásilky s rostlinami nebo živočichy je legální.

Uplatňování mezinárodních dohod jako CITES znamená, že země, která podepsala dohodu, implementuje zákony CITES do národní legislativy a jejich porušování se pak hodnotí jako trestný čin. Jakmile jsou jednou zákony CITES v zemi schváleny, pak policie, celníci a další státní úředníci mohou zadržet a obžalovat osoby vlastníci druhů ze seznamu CITES, obchodující s nimi nebo s produkty z nich a takové organismy či zboží zabavit (obr. 3.28). Nejvýznamnějším úspěchem dohody CITES se stal v roce 1989 zákaz obchodu se slonovinou. Tento obchod působil před zákazem silný pokles populací slona afrického (Poole, 1996).

Další mezinárodní dohodou je **Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů** (Convention on Conservation of Migratory Species of Wild Animals), tzv. Bonnská úmluva, podepsaná v roce 1979 v Bonnu,

kteřá se primárně zaměřuje na ptačí druhy. Smluvní strany úmluvy uznaly, že volně žijící živočichové jsou nenahraditelnou součástí přírodních systémů, která musí být zachována, a zavázaly se k opatřením, jež zabrání, aby se některý stěhovavý druh stal ohroženým. Státy by měly podporovat a propagovat výzkum stěhovavých druhů, měly by usilovat o zajištění bezprostřední ochrany druhů zahrnutých v příloze I této Úmluvy a uzavírat dohody o ochraně a hospodaření s druhy uvedenými v příloze II. Tato konvence slouží jako důležitý doplněk CITES – podporuje mezinárodní úsilí na ochranu ptačích druhů migrujících přes státní hranice a klade důraz na regionální přístup k výzkumu, provozním opatřením a omezení lovu. Bonnská úmluva však zápolí s problémy, neboť ji podepsalo pouze 36 zemí, její rozpočet je velmi omezený a nepostihuje další migrující druhy, jako jsou mořští savci a ryby.

V souladu s ustanoveními Bonnské úmluvy vznikla **Dohoda o ochraně netopýrů v Evropě** (Agreement on the Conservation of Bats in Europe), platná od roku 1994. Byla sjednána s vědomím, že netopýři jsou vážně ohroženi ničením jejich přirozeného prostředí, narušováním shromaždišť a používáním některých pesticidů. Každá smluvní strana má určit lokality, které jsou významné pro zachování netopýrů, včetně míst pro úkryt, a zajistit jejich ochranu před ničením nebo vyrušováním. Navíc by se měla snažit o vytipování a ochranu důležitých území, v nichž netopýři nacházejí potravu.

Významnou mezinárodní evropskou dohodou je **Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť** (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats), tzv. Bernská konvence. Úmluva byla podepsána v rámci Rady Evropy a je v platnosti od roku 1982. Cílem této úmluvy je ochrana volně žijící flóry a fauny a jejich přirozených stanovišť, a to zejména těch druhů a stanovišť, jejichž zachování vyžaduje spolupráci více států. Zvláštní důraz se klade na ohrožené a zranitelné druhy, včetně stěhovavých, a na podporu vzdělávání a šíření informací o potřebě zachování druhů a jejich stanovišť. Součástí úmluvy jsou čtyři přílohy:

- I. Přísně chráněné druhy rostlin
- II. Přísně chráněné druhy živočichů
- III. Chráněné druhy živočichů
- IV. Zakázané prostředky a způsoby zabíjení, odchyty a jiných forem využívání

Česká republika (popř. ČSFR) se stala signatářem všech výše uvedených úmluv a dohod v letech:

1992 – Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a rostlin (box 3.8)

1994 – Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů; Dohoda o ochraně netopýrů v Evropě

1997 – Úmluva o ochraně evropských volně žijících živočichů a planých rostlin a jejich stanovišť

Tím se zavázala k jejich plnění. Pro naplňování cílů těchto úmluv se postupně přijímají konkrétní legislativní, organizační i technická opatření.

BOX 3.8**Plnění závazků CITES v ČR****Druhy původní**

Seznamy druhů chráněných úmluvou CITES obsahují kromě druhů pro nás exotických také ty, které se v naší přírodě vyskytují volně. Mezi ně patří ze živočichů všichni dravci, vlk obecný, medvěd hnědý, vydra říční, kočka divoká, rys ostrovid, kolpík bílý, jeřáb popelavý, drop velký, čáp černý, jasoň červenooký, z rostlin jsou to všechny vstavačovité, brambořík nachový a sněženka předjarní. Všechny tyto druhy jsou až na výjimky (z čeledi vstavačovitých bradáček vejčitý a krušík široolistý, z ptáků káně a poštolka) uvedeny v seznamu zvláště chráněných druhů vyhlášky č. **395/1992 Sb.**, a tudíž je jakékoli zacházení s nimi posuzováno podle zákona č. **114/1992 Sb.** o ochraně přírody a krajiny, jenž je zvláštním předpisem ve vztahu k ostatním zákonům a dohodám. CITES například umožňuje sběr semen (s výjimkou semen kaktusů z Mexika), výtrusů a pylu rostlin, což však neumožňuje u zvláště chráněných druhů náš zákon. Pro manipulaci se zvláště chráněnými druhy, které jsou kriticky a silně ohrožené, je nutné požádat Ministerstvo životního prostředí o udělení výjimky, v případě ohrožených druhů udělují výjimku příslušné okresní úřady nebo správy chráněných krajinných oblastí.

Druhy exotické

Po roce 1989 se do České republiky dováží stále více živých ptáků (zejména papoušci) a dalších exotických zvířat odchycených z volné přírody v rozvojových zemích (Ghana, Indonésie, Egypt, Senegal, Tanzanie, Surinam, Kolumbie, Mali aj.) kvůli poptávce zájmového chovatelství. Česká republika je také významnou tranzitní zemí do západní Evropy. Od doby platnosti zákona č. 16/1997 byl zaznamenán také nelegální dovoz předmětů ze slonoviny a dalších výrobků z živočichů chráněných CITES (módní kožené zboží z rozvojových zemí).

Ceny dovezených druhů se v České republice pohybují od několika set do statisíců korun:

papoušek ara hyacintový	200 000 Kč
papoušek kakadu gofin	40 000 Kč
sokol stěhovavý	30 000 Kč
papoušek amazoňan kubánský	10 000 Kč
opička outloň malý	6 000 Kč

Orgánem ochrany přírody, který prosazuje opatření vyplývající jak z našich zákonů, tak z mezinárodních dohod, je **Česká inspekce životního prostředí ČR**. Ta poskytuje odborné expertizy celním orgánům při dohledu nad legálností dovozu a vývozu ohrožených druhů a zajišťuje odborná školení. Pro odebrané a zabavené rostliny a živočichy existují záchranná centra, která tvoří některé základní organizace Českého svazu ochránců přírody, zoologické a botanické zahrady a přírodovědné stanice.

Podmínky dovozu a vývozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin jsou stanoveny zákonem č. **16/1997 Sb.** a jeho prováděcí vyhláškou č. **82/1997 Sb.** ve znění pozdějších předpisů, kde jsou jmenovitě uvedeny chráněné druhy, kterých se regulace týká. Podle tohoto zákona je zakázáno používat exempláře druhů stanovených vyhláškou v příloze č. 1 (shodná s CITES I.) pro obchodní účely, pro poskytnutí služby nebo jiné činnosti, jejichž hlavním cílem je zisk. Výjimku tvoří např. exempláře odchované v zajetí či uměle vypěstované nebo prodej exempláře do záchranného chovu a pro vědecké a výchovné účely se souhlasem ministerstva. Dovoz a vývoz živočichů a rostlin chráněných úmluvou CITES povoluje Ministerstvo životního prostředí,

teré je národním výkonným orgánem CITES. Jako odborný orgán funguje Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Nedovolený vývoz nebo dovoz může vést přinejmenším k zabavení exemplářů. Podle zákona č. 16/1997 Sb. je možné uložit pokutu soukromým osobám až do výše 200 000 Kč a právníkům osobám až 2 000 000 Kč.

Další mezinárodní dohody týkající se druhové ochrany

- Úmluva o ochraně živých mořských zdrojů Antarktidy (Convention on Conservation of Antarctic Marine Living Resources)
- Mezinárodní úmluva regulující lov velryb (International Convention for the Regulation of Whaling), která byla zřízena Mezinárodní velrybářskou komisí (International Whaling Commission)
- Mezinárodní úmluva o ochraně ptactva (International Convention for the Protection of Birds) a Beneluxská konvence o lovu a ochraně ptactva (Benelux Convention on the Hunting and Protection of Birds)
- Úmluva o rybolovu a ochraně živých zdrojů Baltského moře (Convention on Fishing and Conservation of Living Resources in the Baltic Sea)
- Mezinárodní komise pro tuňáka atlantského (International Commission on Atlantic Tuna)
- rozmanité regionální dohody chránící určité skupiny živočichů, jako jsou garnáti, humři, krabi, tuleni, lososi a lamy vikuňa

Slabou stránkou těchto mezinárodních dohod je dobrovolné členství; státy mohou od konvence odstoupit podle vlastních zájmů, pokud se jim podmínky úmluvy zdají příliš obtížné (Young, 1999). Tato formální trhlna se projevila, když se několik zemí rozhodlo ignorovat zákaz lovu velryb, který vydala Mezinárodní velrybářská komise. Přesvědčování a tlak veřejnosti jsou nezbytné k tomu, aby pravidla dohod byla dodržována, a k pronásledování těch, kdo zákon porušují.

Souhrn

1. Biologové zjistili, že malé populace mají větší tendenci k vyhynutí než populace velké. Minimální velikost životaschopné populace je počet jedinců potřebný k zajištění dostatečně velké pravděpodobnosti přežití populace v dohledné budoucnosti.
2. U malých populací je větší pravděpodobnost vyhynutí, a to ze tří hlavních důvodů:
 - a) ztráta genetické variability a vliv inbrední deprese;
 - b) demografické výkyvy;
 - c) změny životního prostředí včetně přírodních katastrof.
 Kombinace působení těchto faktorů je přirovnávána k víru, který urychluje extinkci malých populací. Analýza životaschopnosti populace používá demografické, genetické, environmentální údaje a poznatky z pří-

rodních katastrof k odhadu minimální velikosti životaschopné populace a pravděpodobnosti jejího přetrvání v životním prostředí.

3. Ochránci přírody monitorováním populací sledují, zda je ohrožený druh stabilní, roste, kolísá, nebo klesá. Hlavním klíčem k ochraně a péči o vzácný či ohrožený druh je porozumění jeho bionomii. Některé vzácné druhy jsou mnohem přesněji charakterizovány pomocí metapopulací, ve kterých je mozaika populací spojena do určité míry migrací a opětovnou kolonizací.
4. Nové populace vzácných a ohrožených druhů lze ve volné přírodě založit pomocí odchovaných nebo v přírodě odchycených jedinců. Savci a ptáci vychovaní v zajetí mohou před vypuštěním potřebovat průpravu v sociálním chování a po vypuštění určitý stupeň péče. Reintrodukce rostlinných druhů vyžaduje odlišný přístup, neboť jejich semena a semenáčky mají zvláštní požadavky na životní prostředí.
5. Některé druhy, které jsou ohroženy extinkcí ve volné přírodě, lze udržovat v zoologických zahradách, akváriích a botanických zahradách. Tato strategie je známá jako ochrana přírody *ex situ*. Kolonie chované v zajetí lze později použít k znovuoobnovení populací druhů v přírodě.
6. Aby se ujasnil statut ohrožení druhů pro účely ochrany přírody, zavedla IUCN následující kategorie: druh vyhynulý nebo vyhubený, vyhynulý nebo vyhubený ve volné přírodě, kriticky ohrožený, ohrožený, zranitelný, závislý na ochraně, téměř ohrožený, málo dotčený, druh, o němž jsou nedostatečné údaje, a nevyhodnocený. Tento systém klasifikace, který je založen zvláště na kvantitativním hodnocení populací, je nyní široce používán při stanovování ohroženosti druhů a vytváření priorit ochrany přírody.
7. Jedním z nejučinnějších zákonů USA na ochranu druhů je Zákon o ohrožených druzích z roku 1973. Tento zákon je často předmětem sporu mezi ekonomickými zájmy a požadavky životního prostředí. Výsledkem jsou časté kompromisy, kdy je část biotopů a druhů chráněna výměnou za povolení omezeného rozvoje v části jiné.
8. V České republice je právní ochrana druhů zakotvena v zákonu č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny a jeho prováděcí vyhlášce č. 395/1992 Sb., která obsahuje seznamy a stupně ohrožení zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů. Podmínky dovozu a vývozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin jsou stanoveny v zákonu č. 16/1997 Sb.
9. Mezinárodní dohody a úmluvy chránící biologickou diverzitu jsou potřebné z následujících důvodů: druhy migrují přes hranice, existuje mezinárodní obchod s biologickými produkty, užitek z biodiverzity má mezinárodní význam a ohrožení rozmanitosti má často mezinárodní rozměr. Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy (CITES) byla zřízena k omezení a monitorování obchodu s ohroženými druhy. Mnoho zemí, včetně České republiky, používá tyto mezinárodní dohody k ochraně druhů v rámci vlastních hranic. Na dodržování právních předpisů mezinárodního obchodu s ohroženými druhy na území České republiky dohlíží složka ochrany přírody České inspekce životního prostředí ČR.

Doporučená literatura

- Akçakaya, H. R., M. A. Burgman & L. R. Ginzburg. 1999. *Applied Population Ecology: Principles and Computer Exercises Using RAMAS® EcoLab*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Použití kvantitativních principů populační biologie v ochraně přírody, použití RAMAS® EcoLab softwaru.
- Avise, J. C. & J. L. Hamrick (eds.). 1996. *Conservation Genetics: Case Histories from Nature*. Chapman and Hall, New York. Přední odborníci zde prezentují současné znalosti genetiky mnoha skupin organismů.
- Clemmons, J. R. & R. Buchholz (eds.). 1997. *Behavioral Approaches to Conservation in the Wild*. Cambridge University Press, New York. Záchranné projekty musí věnovat zvýšenou pozornost chování živočichů a přizpůsobit tomu metody řízené péče.
- Falk, D. A., C. I. Millar & M. Olwell (eds.). 1996. *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, Washington D.C. Politika, biologie, právní aspekty a případové studie.
- Given, D. 1994. *Principles and Practices of Plant Conservation*. Timber Press, Portland, OR. Přehled současných přístupů v ochraně rostlin.
- IUCN. 1996. *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland. Vyhodnocení 5205 živočišných druhů na základě nových kvantitativních kritérií, mnoho dalších cenných informací.
- Norton, B. G., M. Hutchins, E. F. Stevens & T. L. Maple. 1995. *Ethics on the Ark: Zoos, Animal Welfare, and Wildlife Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. Pádne hodnocení etických aspektů konfrontujících moderní zoologické zahrady.
- Noss, R. F., M. A. O'Connell & D. D. Murphy. 1997. *The Science of Conservation Planning: Habitat Conservation under the Endangered Species Act*. Island Press, Washington, D.C. Výzkum a vědecké principy by měly hrát větší roli v plánování ochrany přírody.
- Poole, J. 1996. *Coming of Age with Elephants: A Memoir*. Hyperion, New York. Osobní úvahy o tom, jak studie slonů v Keni vedly k zapojení se do jejich ochrany.
- Primack, R. & B. Drayton. 1997. The experimental ecology of reintroduction. *Plant Talk* 11 (October): 25–28. Praktické rady pro reintrodukcce rostlin. V tomto význačném a nádherném časopise naleznete novinky týkající se ochrany rostlin.
- Rhoades, R. E. 1991. World's food supply at risk. *National Geographic* 179 (April): 74–105. Nádherně ilustrovaná vědeckopopulární zpráva o úbytku tradičních zemědělských odrůd a o potřebě semenných bank.
- Schaller, G. B. 1993. *The Last Panda*. University of Chicago Press, Chicago. Přední znalec života ve volné přírodě popisuje záchranný program realizovaný v politicky a ekonomicky složité krajině.
- Stein, B. A. & S. R. Flack. 1997. *Species Report Card: The State of U.S. Plants and Animals*. The Nature Conservancy, Arlington, VA. Přístup ochrany přírody aplikovaný na relativně známou biotu USA.
- TRAFFIC USA. World Wildlife Fund, Washington, D.C. Informační bulletin o mezinárodním obchodu s volně žijícími zvířaty a jejich produkty s důrazem na CITES aktivity.
- Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols & R. Rudran. 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Biological Diversity Handbook Series. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. Metodický manuál pro terénní biologie.
- Young, O. R. (ed.). 1999. *The Effectiveness of International Environmental Regimes: Causal Connections and Behavioral Mechanisms*. MIT Press, Cambridge, MA. Analýza toho, proč některé dohody fungují a jiné ne.

Ochrana přírody na úrovni společenstev

Ochrana přirozeného prostředí, v němž se nalézají zdravá a člověkem nedotčená přírodní společenstva, je nejúčinnějším způsobem ochrany veškeré biologické diverzity. Dalo by se dokonce tvrdit, že to je jediný možný způsob trvalé ochrany ve velkém měřítku, protože naše prostředky a znalosti stačí k udržení pouze malé části druhů chovaných v zajetí. Rozeznáváme čtyři fáze či typy ochrany společenstev:

- zřizování chráněných území;
- účinná správa a údržba těchto území;
- ochranná opatření mimo chráněná území;
- obnova společenstev v poškozených biotopech.

Přírodní společenstva tvoří celou škálu počínající několika málo společenstvy, která jsou prakticky nedotčena lidskou činností (např. společenstva na dně oceánů nebo v nejdlehlších oblastech amazonského deštného pralesa) až po společenstva silně přetvořená lidskými aktivitami (např. zemědělská pole, města a umělé vodní nádrže). I v nejdlehlších oblastech světa je patrný lidský vliv ve formě narůstajícího množství oxidu uhličitého, chemického znečištění a sběru přírodních produktů, ale na druhé straně i v prostředí velice silně ovlivněném člověkem lze nalézt zbytky původní bioty.

Jednou z nejdůležitějších součástí ochrany přírody je ochrana středně narušených stanovišť, protože ta často pokrývají rozsáhlé oblasti a přitom jsou ohrožena více než společenstva člověkem nedotčená. Významné zbytky původní biologické rozmanitosti lze nalézt v selektivně kácených tropických leších, nadměrně lovených oceánech a mořích, ale i na pastvinách domácího dobytka (Western, 1989; Redford, 1992). Pro zřízení takového chráněného území je třeba najít vyvážený kompromis mezi ochranou biodiverzity, funkcí ekosystémů, požadavky státní správy a střednědobými až dlouhodobými potřebami místní lidské komunity při využívání zdrojů.

Chráněná území

Důležitou ochranou společenstev je zřizování chráněných území se zvláštní právní ochranou. Ačkoli legislativa a koupě pozemků samy od sebe nezajistí ochranu území, představují významný počáteční krok.

Chráněná území lze zřizovat různými způsoby, ale mezi dva nejběžnější patří státní iniciativa (často na národní, ale také na regionální nebo lokální úrovni) a koupě pozemků soukromými osobami nebo ochranářskými organizacemi. Stát může vyčlenit území pro chráněné oblasti a schválit zákony, které zde v potřebné míře omezí komerční využívání přírodních zdrojů, jejich spotřebu místními obyvateli a turistiku. Mnoho chráněných území zřizují také soukromé ochranářské organizace (např. The Nature Conservancy a Audubon Society v USA). Stále běžnějším jevem je spolupráce mezi vládami rozvojových zemí a mezinárodními organizacemi ochrany přírody, nadnárodními bankami a vládami vyspělých zemí. Při takovéto spolupráci poskytují organizace vyspělých zemí často finanční prostředky, školení, vědecké a správní expertizy, čímž pomáhají rozvojovým zemím při zřizování nových chráněných území. Tento typ spolupráce se rozrůstá i díky prostředkům ze Světového úřadu pro životní prostředí (Global Environment Facility – GEF), který byl založen Světovou bankou a agenturami OSN (viz kap. 5).

Zakladateli chráněných území se mohou stát také tradiční komunity místních obyvatel usilující o uchování své kultury. Vlády mnoha zemí, včetně USA, Kanady, Brazílie a Malajsie, byly v poslední době několikrát donuceny uznat práva původních obyvatel na vlastnictví půdy. Tomu velmi často předcházely soudní spory, aféry v tisku a jiné konflikty. Prosazování tradičních práv původních obyvatel na pozemky vyústilo v bouřlivé konfrontace s úřady prosazujícími svůj způsob využití krajiny, a to někdy i za cenu lidských životů (Gadgil & Guha, 1992; Western et al., 1994). Tradiční komunity, vědomy si ceny společenstev na svých územích, pak obvykle určují způsob jejich ochrany, nebo omezují jejich komerční využití.

Dobrym příkladem jsou kríjské indiánské kmeny v severním Quebecu. Na základě družicových snímků byla část jejich území vytipována pro stavbu kaskády gigantických hydroelektráren. Po dlouhých soudních sporech obdrželi Kríjové za ztrátu části svých území značné finanční odškodnění, které jim umožnilo vybudovat si nové, relativně moderní vesnice, spravovat si svým způsobem zbylá stále ještě rozsáhlá území a žít zde částečně svým tradičním životem. Na těchto územích sice nebyla vyhlášena žádná zvláštní ochrana, ale již skutečnost, že indiáni je využívají téměř výhradně k lovu pro vlastní obživu, zajišťuje jejich malé ovlivnění člověkem.

Ve vyhlášeném chráněném území se musí rozhodnout také o povolené míře lidských zásahů. **Světový svaz ochrany přírody** (The World Conservation Union – IUCN) vytvořil systém klasifikace chráněných území, která pokrývají škálu od minimálního až po intenzivní využití krajiny lidmi (IUCN, 1994a):

- I. **Přísné přírodní rezervace a nedotčená území** chrání druhy a přirozené procesy v tak nenarušeném stavu, jak je to jen možné. Tyto oblasti jsou názornými příklady biologické rozmanitosti pro vědecké studie, vzdělávání a monitorování životního prostředí.
- II. **Národní parky** (NP) jsou rozsáhlá území bohatá na přírodní krásy a scenerie sloužící k ochraně jednoho nebo více ekosystémů pro vědecké, výchovné a rekreační využití; obvykle zde není povoleno komerční využívání přírodních zdrojů.
- III. **Národní památky a krajinné prvky** jsou menší rezervace určené k ochraně jedinečných biologických, geologických a kulturních hodnot zvláštního významu.
- IV. **Řízené přírodní rezervace** jsou podobné přírodním rezervacím, ale určité lidské zásahy – jako je odstraňování exotických druhů a zakládání řízených požárů – zde mohou být prováděny, aby se zachovaly funkce společenstva. Do určité míry lze povolit řízené hospodaření.
- V. **Chráněné krajinné oblasti a chráněná pobřeží** umožňují nedestruktivní tradiční využití přírodního prostředí místními usedlíky, zvláště tam, kde užívání vytváří krajinu význačného kulturního, estetického a ekologického rázu, např. rybářské vesnice, sady a pastviny. Tyto oblasti poskytují zvláštní příležitosti pro turistiku a rekreaci.
- VI. **Chráněná území řízené péče o zdroje** poskytují trvale udržitelnou produkci přírodních zdrojů, včetně vody, lovné zvěře, pastvy pro dobytek, stavebního dříví, turistiky a rybolovu, způsobem, který zajišťuje ochranu biodiverzity. Tato území jsou často rozsáhlá a mohou zahrnovat moderní i tradiční využívání přírodních zdrojů.

Prvních pět kategorií můžeme považovat za skutečně chráněná území s primární péčí o biologickou diverzitu. Přísná definice by zahrnovala pouze první tři kategorie. Na územích poslední kategorie může být ochrana biodiverzity až druhořadou záležitostí. Chráněná území řízené péče, často rozsáhlejší než ostatní chráněná území, mohou obsahovat ještě mnoho nebo dokonce většinu svých původních druhů. Ochrana biodiverzity pak může být zajištěna v mozaice vlastních chráněných území uvnitř řízené plochy.

Kategorizace chráněných území v jednotlivých zemích se může shodovat, ale i značně lišit od kategorizace IUCN. Dobrym příkladem jsou definice národních parků – statut národních parků USA se plně shoduje s II. kategorií IUCN. Jedná se o chráněná území zřízená pro ochranu ekosystémů s vyloučením lidské činnosti, poskytující zázemí rekreačním, vědeckým a výchovným účelům. Za první národní park na světě se považuje Yellowstone, založený roku 1872. Velká Británie však považuje za národní parky velká území s význačným krajinným rázem, jejichž součástí jsou lidská osídlení a aktivity. Význam přírodních hodnot na území parku kolísá a hodnotnější biotopy jsou situovány do přírodních rezervací v rámci parku. Statut těchto území odpovídá

BOX 4.1 Územní ochrana přírody a krajiny v ČR

V České republice se navzdory dlouhodobé devastaci životního prostředí průmyslem, těžbou surovin, neřízeným skládkováním, živelnou rekreací a intenzivní zemědělskou výrobou uchovaly cenné části přírody v relativně dobrém stavu nebo ve stavu, který skýtá možnost obnovy přírodních procesů. Strategie územní ochrany přírody a krajiny je zaměřena převážně na celkové zlepšení ekologické stability krajiny, především pak na přírodní a přírodě blízké ekosystémy. Legislativní rámec je dán zákonem č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, jeho prováděcí vyhláškou č. 395/1992 Sb. a dalšími předpisy. Tento zákon a předpisy vydané k jeho provádění jsou **zvláštními předpisy** ve vztahu k zákonům o lesích, vodách, územním plánování a stavebním řádu, o ochraně nerostného bohatství, zemědělského půdního fondu, myslivosti a rybářství, což v praxi znamená, že bez souhlasu orgánu ochrany přírody nelze vydat povolení ke stavební činnosti v krajině, k větším zásahům do lesů, vod v krajině, k zásahu do zemědělského půdního fondu, k těžbě nerostů, myslivosti a rybářství.

Výkon státní správy podle zákona zajišťují následující **orgány ochrany přírody a krajiny**:

- **obce;**
- **okresní a krajské úřady;**
- **správy národních parků a chráněných krajinných oblastí** vykonávají na svém území státní správu lesního hospodářství, myslivosti, rybářství a zemědělského půdního fondu, která jinak přísluší okresním úřadům a orgánům pověřených obcí;
- **Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP)** dohlíží na dodržování právních předpisů a rozhodování správních orgánů ve věcech životního prostředí a ukládá vhodná opatření k nápravě škod vzniklých na životním prostředí;
- **Ministerstvo životního prostředí (MŽP)** je ústředním orgánem státní správy a vykonává vrchní dozor ve věcech ochrany životního prostředí. Odbornou stránku činnosti ministerstva zabezpečují příspěvkové organizace, které provozují výzkumnou, vývojovou, informační a monitorovací činnost, např.:
 - *Český hydrometeorologický ústav a Český ekologický ústav* zajišťují monitoring životního prostředí;
 - *Správa chráněných krajinných oblastí ČR* sdružuje a koordinuje jednotlivé správy CHKO (s výjimkou správy CHKO Šumava, jež je organizačně začleněna pod správu NP Šumava);
 - *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK)* zajišťuje vedení ústředního seznamu ochrany přírody a fondu pozemků ve zvláště chráněných územích, vydává stanoviska a expertní posudky, zajišťuje inventarizační průzkumy a plány péče o chráněná území (Míchal & Petříček, 1998; Petříček, 1999), provádí odbornou vědeckovýzkumnou a znaleckou činnost v oblasti ochrany přírody.

Zvláštní územní ochrana přírody a krajiny se zajišťuje ochranou a vytvářením sítě **zvláště chráněných území (ZCHÚ)**, která se dělí na **velkoplošná**, obsahující kategorie **národní park (NP)** a **chráněná krajinná oblast (CHKO)**, a **maloplošná**, obsahující kategorie **národní přírodní rezervace (NPR)**, **přírodní rezervace (PR)**, **národní přírodní památka (NPP)** a **přírodní památka (PP)**. Zákon vymezuje stupeň ochrany každé kategorie zvláště chráněného území a způsoby usměrňování jejich využívání. Velkoplošná chráněná území a národní kategorie jsou vyhlášeny MŽP, zbylé kategorie okresními úřady. Na území velkoplošných chráněných území je péče o tyto zákonem chráněné plochy svěřena jejich správám, mimo ně v případě národních kategorií Agentuře ochrany přírody a krajiny, u ostatních kategorií okresním úřadům.

Management a využívání ZCHÚ jsou řízeny podle **plánů péče**, které jsou schvalovány na dobu zpravidla 10 let. Nejcennější z těchto území jsou zapojena do různých mezinárodních sítí – např. sítě biosférických rezervací programu MAB UNESCO (box 5.4): Evropská ekologická síť (EECONET, box 4.6), NATURA 2000 (box 4.5) a Smaragd.

Velkoplošná ZCHÚ (římská číslice v závorce odpovídá kategorizaci IUCN)

Národní parky (II) jsou rozsáhlá území, jedinečná v národním a mezinárodním měřítku, jejichž značnou část zaujímají přirozené nebo lidskou činností málo ovlivněné ekosystémy, v nichž rostliny, živočichové a neživá příroda mají mimořádný vědecký a výchovný význam. Pro strategii péče o národní parky a jejich řízení využívání je důležité členění do tří zón – I. zóny zahrnují území s přírodovědecky nejcennějšími ekosystémy unikátními z národního i celoevropského hlediska, naopak III. zóny představují většinou druhotné lesní porosty, kulturní louky a rozptýlenou zástavbu.

Chráněné krajinné oblasti (V) jsou rozsáhlá území s charakteristickým krajinným rázem, významným podílem přirozených ekosystémů, s hojným zastoupením dřevin rostoucích mimo les, popř. s dochovanými památkami historického osídlení. Hospodářské využívání těchto území se provádí zpravidla podle čtyř zón odstupňované ochrany tak, aby se udržoval a zlepšoval jejich přírodní stav a byly zachovány a vytvářeny optimální ekologické funkce těchto území. Rekreční využití je přípustné, pokud nepoškozuje zájmy ochrany přírody.

Maloplošná ZCHÚ

Odpovídají klasifikaci III–IV v IUCN; některá lidskou činností téměř nedotčená území jako NPR Žofínský prales, jádro NPR Boubínský prales a NPP Hojná voda lze zařadit do kategorie I.

Národní přírodní rezervace představují území mimořádných přírodních hodnot, kde jsou na přirozený reliéf vázány jedinečné ekosystémy významné z národního až mezinárodního hlediska.

Národní přírodní památky jsou území, kde předmětem ochrany je většinou jen jedna přírodní složka – geologický nebo geomorfologický jev, mineralogické nebo paleontologické naleziště, místo výskytu vzácných druhů organismů, příp. místa vysoké estetické hodnoty. Obě národní kategorie jsou v pravomoci MŽP.

Přírodní rezervace a přírodní památky jsou v předmětu ochrany obdobou kategorií národních, mají však spíše regionální až lokální význam. Obě tyto kategorie spadají do pravomoci okresních úřadů, případně, pokud se nalézají na území NP a CHKO, do pravomoci jejich správ.

Kategorie ZCHÚ	Počet	% plochy ČR
Velkoplošná ZCHÚ		
národní park	4	1,67
chráněná krajinná oblast	24	12,81
<i>Celkem</i>	28	14,48
Maloplošná ZCHÚ		
národní přírodní rezervace	110	0,35
národní přírodní památka	101	0,03
přírodní rezervace	676	0,41
přírodní památka	1084	0,34
<i>Celkem</i>	1971	1,13

Zdroj: aktualizovaná Statistická ročenka ŽP ČR, 1999

Zákon č. 114/1992 Sb. vymezuje také **obecnou ochranu přírody a krajiny**, pomocí níž jsou chráněny hodnotné části krajiny v územním systému ekologické stability, vyhlášením významných krajinných prvků, přírodních parků, přechodně chráněných ploch, ochranou dřevin rostoucích mimo les, ochranou jeskyní a paleontologických nálezů.

Územní systém ekologické stability (ÚSES) představuje naši národní ekologickou síť přirozených nebo přírodě blízkých ekosystémů zabezpečujících ochranu a obnovu hodnotných částí krajiny, která působí příznivě na ekologickou rovnováhu svého okolí (box 4.6).

Významné krajinné prvky (VKP). Ze zákona patří mezi významné krajinné prvky lesy, rašeliniště, vodní toky, jezera, rybníky, údolní nivy a jiné části krajiny zaregistrované orgány ochrany přírody. VKP se neregistrují na území CHKO a NP, kde jsou chráněny vyšší legislativní formou ochrany. Jejich vyhlášení patří mezi formálně nejrychlejší a nejjednodušší způsob zajištění územní ochrany.

Přírodní parky (VI) jsou vyhlášeny k ochraně krajinného rázu určitého místa nebo oblasti před činnostmi snižující jejich významnou estetickou a přírodní hodnotu. Zásahy do krajinného rázu lze provádět pouze s ohledem na uchování VKP, ZCHÚ a kulturních dominant krajiny, na harmonické měřítko a na vztahy v krajině. Přírodní parky vyhláší okresní úřady.

Přechodně chráněné plochy. Území s dočasným nebo nepředvídaným výskytem významných rostlinných a živočišných druhů, nerostů nebo paleontologických nálezů může orgán ochrany přírody vyhlásit za přechodně chráněnou plochu. Ta je vyhlášena na předem stanovenou dobu nebo na roční období.

Ochrana dřevin rostoucích mimo les. Tato agenda spadá za normálních podmínek do kompetence obecních úřadů. Jedná se zejména o povolení ke kácení dřevin rostoucích mimo les, jejichž obvod kmene ve výšce 130 cm přesahuje 80 cm, nebo jedná-li se o souvislé keřové porosty, které pokrývají plochu větší než 40 m². Dále úřady nařizují vlastníkům provádění nezbytných zásahů v rámci péče o dřeviny nebo náhradní výsadbu porostů.

Jeskyně a paleontologické nálezy jsou ze zákona chráněny před zničením a poškozováním.

Michal, I. & V. Petříček (eds.). 1998. *Péče o chráněná území II. Lesní společenstva*. AOPK ČR, Praha, 714 p.

Petříček, V. (ed.). 1999. *Péče o chráněná území I. Nelesní společenstva*. AOPK ČR, Praha, 452 p.

V. kategorii IUCN. V České republice lze za národní park (NP) vyhlásit rozsáhlá území, jedinečná v národním či mezinárodním měřítku, jejichž značnou část zaujímají přirozené nebo lidskou činností málo ovlivněné ekosystémy (box 4.1). NP Podyjí a NP Šumava byly zařazeny do II. kategorie IUCN, Krkonošský národní park (KRNAP) do V. kategorie. Šumavský NP by však vzhledem ke svým značně přeměněným ekosystémům a nutnosti lidských zásahů odpovídal spíše V. kategorii.

Existující chráněná území

Do roku 1998 bylo celosvětově ustanoveno okolo 4500 přísně chráněných území (kategorie IUCN I–III) pokrývajících přibližně 500 milionů hektarů a dalších 5899 částečně chráněných území (kategorie IUCN IV–VI) pokrýva-

jících 348 milionů ha (tab. 4.1; WRI, 1998). I když je toto množství na první pohled působivé, představuje pouze okolo 6 % z celkového povrchu pevniny Země. Pouze 4 % celkové plochy pevniny tvoří přísně chráněné kategorie rezervací, národních parků a národních památek.

Pokryvnost chráněných území v různých státech se značně liší. Velký podíl chráněné krajiny nalezneme v Německu (25 %), Rakousku (25 %) a Velké Británii (19 %) a překvapivě nízký podíl v ostatních zemích, včetně Ruska (1,2 %), Řecka (0,8 %) a Turecka (0,3 %). V České republice dosahuje výměra chráněných území téměř 15,6 % plochy státu (box 4.1). Nejrozsáhlejší chráněné území na světě s plochou 97 milionů ha se nachází v Grónsku. Údaje však nemusí být zcela přesné, protože zákony ustavující národní parky nejsou často uvedeny do praxe, a naopak některé části chráněných území VI. kategorie nebo jiných do různé míry obhospodařovaných oblastí jsou pečlivě chráněny – například části národních lesů USA.

Chráněná území nikdy nebudou pokrývat více než jen malé procento (možná 7–10 %) pevniny vzhledem k požadavkům člověka na využívání přírodních zdrojů. Zřizování nových chráněných území vyvrcholilo v období mezi lety 1970–1975. Od té doby tento trend klesá, pravděpodobně proto, že zbývající území už byla určena k jinému účelu (McNeely et al., 1994).

Ochrana mořské krajiny silně zaostává za ochranou suchozemských ekosystémů. V současnosti je chráněno pouze 1 % mořského prostředí, přestože v zájmu udržení populací komerčně lovených ryb by mělo být chráněno 20krát více (Costanza et al., 1998). Pokusy o záchranu mořské biodiverzity jsou komplikovány obtížnou identifikací společenstev, všeobecnou migrací a rozlehlými areály mořských druhů, odporem ze strany rybářských lobby,

Tab. 4.1 Chráněná a řízená území ve světových geografických regionech. Jsou zde zahrnuta pouze státem chráněná území o rozloze přes 1000 ha; nejsou uváděna soukromá a lokálně chráněná území, ani Antarktida a Grónsko.

Region	Plně chráněná území (IUCN kategorie I–III)		Částečně chráněná území (IUCN kategorie IV–V)		% z celkové rozlohy
	Počet	Rozloha v ha (x 1000)	Počet	Rozloha v ha (x 1000)	
Afrika	300	90 091	446	63 952	5,2
Asie	629	105 553	1 104	57 324	5,3
Severní Amerika	1 243	113 370	1 090	101 344	11,7
Střední Amerika	200	8 346	214	6 446	5,6
Jižní Amerika	487	81 080	323	47 933	7,4
Evropa*	615	47 665	2 538	57 544	4,7
Oceánie**	1 028	53 341	184	7 041	7,1
<i>Celkem</i>	4 502	499 446	5 899	348 433	6,4

Zdroj: WRI, 1998

* Zahrnuje Ruskou federaci.

** Zahrnuje Austrálii, Nový Zéland, Papuu-Novou Guineu, Fidži a Šalamounovy ostrovy.

hromadným znečišťováním moře, obtížemi při schvalování mezinárodních dohod a problematickou možností kontroly rozsáhlých mořských území. V současnosti se usiluje o záchranu mořské biodiverzity zřizováním mořských parků. Ochrana třecích oblastí komerčních druhů ryb a udržení vysoké kvality území pro rekreační činnosti, jako je potápění, plavání a sportovní rybaření, patří mezi hlavní důvody zakládání těchto rezervací. Na světě bylo zřízeno 1300 mořských a přímořských chráněných území s rozlohou okolo 800 000 km² (Agardy, 1997). Polovinu z toho tvoří tři nejrozsáhlejší chráněné mořské oblasti: Velký bariérový útes u Austrálie, Galapážský mořský park u Ekvádoru a Severní moře u Nizozemska.

Účinnost chráněných území

Protože chráněná území pokrývají pouze malé procento zemského povrchu, je třeba si položit otázku, jak důležitá mohou být pro uchování ohrožených druhů. Výskyt vzácnějších druhů se soustřeďuje pouze do určitých míst v krajině – podél výškových gradientů, do míst, kde na sebe navazují speciální geologické formace, do geologicky starých oblastí a stanovišť bohatých na přírodní zdroje, jako jsou např. prameniště a jezírka v jinak suchých biotopech nebo jeskyně obývané netopýry a hnízdicími ptáky (Carroll, 1992). Krajina se často skládá z rozsáhlých dosti uniformních typů biotopů a pouze malých oblastí s typově vzácnými biotopy. V takovém případě ochrana biologické rozmanitosti nespočívá v péči o rozsáhlé oblasti běžných biotopů, ale spíše v zahrnutí všech typů stanovišť do systému chráněných území. Následující příklady ilustrují potenciální účinnost chráněných území s omezenou rozlohou.

- Indonéská vláda hodlá chránit populace všech původních druhů ptáků a primátů v systému národních parků a rezervací. Svého cíle se chystají dosáhnout zvětšením rozlohy chráněných území z 3,5 % na téměř 10 % rozlohy státu.
- Ve většině rozlehlých zemí tropické Afriky je podstatná část původního ptactva chráněna v chráněných územích (tab. 4.2). Například v Demokratické republice Kongo žije 1000 ptačích druhů a 89 % se jich vyskytuje na chráněných 3,9 % rozlohy země. Podobně 85 % ptactva Keni je chráněno na 5,4 % rozlohy země včetně národních parků (Sayer & Stuart, 1988).
- Významným příkladem důležitosti malých chráněných území je park Santa Rosa v severozápadní Kostarice. Tento park pokrývá pouze 0,2 % rozlohy státu, ale obsahuje množící se populace 55 % ze 135 druhů lišajů žijících v této zemi. Park Santa Rosa je zahrnut do nového 82 500 ha velkého národního parku Guanacaste, o kterém se předpokládá, že obsahuje populace téměř všech druhů lišajů Kostariky (Janzen, 1988).

Tyto příklady jasně ukazují, že pečlivě vybraná chráněná území o relativně malé rozloze mohou obsahovat mnoho, ne-li většinu druhů nacházejících se na velkém území. Tím však zde ještě není zaručena dlouhodobá existence

Tab. 4.2 Procento ptačích druhů v chráněných územích (CHÚ) vybraných afrických států

	% rozloha CHÚ	Počet ptačích druhů	% ptačích druhů v CHÚ
Kamerun	3,6	848	76
Pobřeží slonoviny	6,2	683	83
Demokratická republika Kongo	3,9	1 086	89
Ghana	5,1	721	77
Keňa	5,4	1 064	85
Malawi	11,3	624	78
Nigérie	1,1	831	86
Somálsko	0,5	639	47
Tanzanie	12,0	1 016	82
Uganda	6,7	989	89
Zambie	8,6	728	88
Zimbabwe	7,1	635	92

Zdroj: Sayer & Stuart, 1988

těchto druhů. Zbývající počet jedinců může být u mnoha populací tak nízký, že v budoucnu nevyhnutelně dojde k zániku druhu. Zatímco počet druhů existujících v relativně novém chráněném území je důležitým indikátorem potenciálu území, skutečnou hodnotou rezervace je její schopnost podporovat životaschopné populace druhů po dlouhou dobu. Z tohoto hlediska je důležitá velikost rezervace a způsob jejího řízení.

Stanovení priorit ochrany přírody

V tomto lidmi přeplněném světě s omezenými finančními prostředky pro ochranu přírody si musíme stanovit priority ochrany biologické diverzity a především jednotlivých druhů. Existují sice zbožná přání, aby žádný druh nikdy nezanikl, ale ve skutečnosti mizí na světě každý den několik druhů. Podstatnou otázkou je, jak lze tyto ztráty minimalizovat s přihlédnutím k daným finančním a lidským prostředkům. Je třeba si klást tyto otázky (Johnson, 1995): Co je potřeba chránit? Kde by se to mělo chránit? Jak by se to mělo chránit?

Pro definování priorit ochrany druhů a společenstev lze použít těchto tří kritérií:

1. **Zvláštnost.** Přírodní společenstvo dostává vyšší prioritu ochrany, jestliže je složeno spíše ze vzácných endemických druhů než z běžně rozšířených druhů. Druh má často větší ochrannářskou hodnotu, je-li taxonomicky jedinečný (monotypický), tzn. jediný druh ve svém rodu nebo čeledi, než když je jedním z mnoha druhů rodu (Vane-Wright et al., 1994).
2. **Ohrožení.** Větší zájem je o druhy v nebezpečí vyhynutí než o ty, které ohrožené nejsou – ochrana jeřába amerického s pouze 155 jedinci je důle-

žitější než ochrana jeřába kanadského s přibližně 500 000 jedinci. Podobně prioritní jsou společenstva ohrožená bezprostřední destrukcí.

3. **Prospěšnost.** Druhům, které mají současnou nebo potenciální hodnotu pro lidstvo, je připisována větší ochranná hodnota než druhům bez zřetelného využití. Například planě rostoucí příbuzní pšenice, kteří jsou potenciálně užiteční při vytváření geneticky vylepšených pěstovaných odrůd, mají vyšší prioritu než druhy trav, o kterých není známo, že by byly příbuzné nějakým ekonomicky důležitým rostlinám. Společenstva velké ekonomické hodnoty, jako jsou souvislé přirozené lesní porosty, by měla mít větší prioritu ochrany než méně cenná společenstva, jako jsou suché křovinné porosty skal.

Varan komodský (*Varanus komodoensis*) v Indonésii (obr. 4.1) je příkladem druhu, který by měl mít prioritu ochrany na základě všech tří kritérií – je to největší ještěr na světě (zvláštnost); vyskytuje se pouze na několika malých ostrůvcích státu, jehož lidská populace rychle roste (ohroženost); má obrovský potenciál jako turistická atrakce i jako objekt vědeckého zájmu (prospěšnost).

Na základě těchto kritérií bylo vytvořeno několik prioritních systémů na národní i mezinárodní úrovni s cílem ochrany druhů i společenstev. Tyto systémy se navzájem doplňují; liší se spíše v důrazu než v základních principech. Vždy by měly být stanoveny priority pro nová chráněná území, aby personální i finanční zdroje směřovaly k řešení nejzávažnějších problémů.

Přístup na úrovni druhů. Chráněná území mohou být zřizována kvůli ochraně jednotlivých druhů. Mnoho národních parků bylo založeno na

Obr. 4.1 Masožravý varan komodský (*Varanus komodoensis*) z čeledi varanovitých je největším žijícím ještěrem. Mnozí se domnívají, že tento ohrožený druh má výjimečné postavení a jeho ochrana by měla patřit mezi priority ochrany přírody. (Foto Jessie Cohen, Národní zoologický park, Smithsonian Institution)



ochranu „charismatické megafauny“, což jsou konkrétní **zájmové druhy** (focal species) jako tygři a papoušci ara, které přitahují veřejnou pozornost, mají symbolický význam nebo jsou klíčovou složkou ekoturistiky. Jiné chráněné oblasti byly zřízeny kvůli ohroženým **indikačním druhům** (indicator species), jejichž přítomnost odráží zdravotní stav ekosystému. Ochranou těchto druhů chráníme vlastně celá společenstva, která se mohou skládat z tisíců dalších druhů, spolu se základními procesy ekosystémů (Paoletti, 1999; Schwartz, 1999). Například indický projekt Tygr byl odstartován v roce 1973, poté co se sčítáním zjistilo, že tygru indickému hrozí bezprostřední vyhynutí. Tento projekt soustředil pozornost, prostředky a navrhl principy řízení národních parků v Indii. Zřízení 18 rezervací a přísná ochranná opatření zpomalily rapidní pokles počtu tygrů a degradaci společenstev, v nichž tygři žijí (Ward, 1992).

Identifikace geografických území s vysokou prioritou ochrany je prvním krokem při vytváření záchranných programů jednotlivých druhů. Některé programy ochrany světového kulturního a přírodního dědictví shromažďují údaje o minulém a současném rozšíření a ekologii vzácných a ohrožených druhů, např. *Střediska údajů přírodního dědictví* v USA, která jsou spojena se státními agenturami ze všech 50 států USA, 3 kanadských provincií a 13 latinskoamerických zemí (Jenkins, 1996). Shromážděné informace slouží k vyhledávání nových lokalit pro ochranu přírody. Dalším významným programem je Záchranný program komise IUCN pro přežití druhů (IUCN Species Survival Commission Action Plan). Přibližně 2000 vědců se zde angažuje v 80 specializovaných skupinách poskytujících hodnocení a doporučení pro ochranu savců, ptáků, bezobratlých, plazů, ryb a rostlin (Species Survival Commission, 1990). Například jedna skupina vytvořila Záchranný plán pro asijské primáty, v něm pro 64 druhů klasifikovala priority, založené na stupni ohrožení, taxonomické jedinečnosti a spojitosti s dalšími ohroženými primáty. Prohlašuje se v něm, že je nutno vytvořit nová chráněná území a realizovat určitá opatření k ochraně těchto primátů. Tyto závěry byly adresovány výkonným orgánům státní správy a ochranným organizacím.

Přístup na úrovni společenstev a ekosystémů. Podle rozšířeného názoru by se měly chránit spíše společenstva a ekosystémy než druhy (Reid, 1992; Grumbine, 1994a). Ochranou společenstev lze zachovat velké množství druhů v soběstačné jednotce, zatímco záchrana izolovaných cílových druhů je často obtížná, nákladná a neúčinná. Vynaložením 1 milionu korun na ochranu biotopů a jejich obhospodařování můžeme dlouhodobě chránit více druhů než vynaložením stejné částky na záchranu pouze jednoho významného druhu. Silným ekonomickým argumentem v plánování ochrany biotopů je hodnota ekosystému.

Nová chráněná území vznikají většinou proto, aby byla zajištěna ochrana určitých **reprezentativních stanovišť** (representative sites) pokud možno všech typů společenstev. Taková stanoviště zahrnují životaschopné populace

druhů charakteristických pro daná společenstva, přičemž lokální podmínky prostředí zde dávají naději na jejich přežití i do budoucna. Stanovení toho, která společenstva se těší adekvátní ochraně a která urgentně vyžadují další opatření, je zásadní prioritou světového ochrannářského hnutí. Prostředky, výzkum a publicita musí být směřovány do těch oblastí světa, které vyžadují zvýšení ochrany. Regiony na celém světě jsou nyní hodnoceny z hlediska procentuálního množství chráněných území, stavu ohroženosti, potřeby jednání a ochrannářské důležitosti (McNeely et al., 1994; Ricketts et al., 1999). Tato analýza např. ukazuje, že mezi nejvyšší ochrannářské priority patří ochrana jezerních systémů a travních porostů mírného pásu.

Analýza mezer. Jedním způsobem, jak zvýšit účinnost programů ochrany ekosystémů a společenstev, je srovnání existujících a navržených chráněných území z hlediska priorit ochrany biodiverzity (Scott & Csuti, 1996; Olson & Dinerstein, 1998). Tímto srovnáním můžeme nalézt mezery (gapy) v ochraně biodiverzity, které je potřeba zaplnit novými chráněnými plochami. **Analýza mezer** (gap analysis) provedená ve všech sedmi terestrických biogeografických regionech světa a ve 193 biologických provinciích (regiony s koncentrací endemických druhů) ukazuje, že všechny hlavní biogeografické regiony světa mají aspoň nějaká chráněná území (tab. 4.1), ale 10 biologických provincií neobsahuje žádné chráněné území a 38 provincií chrání méně než 1 % své rozlohy (McNeely et al., 1994).

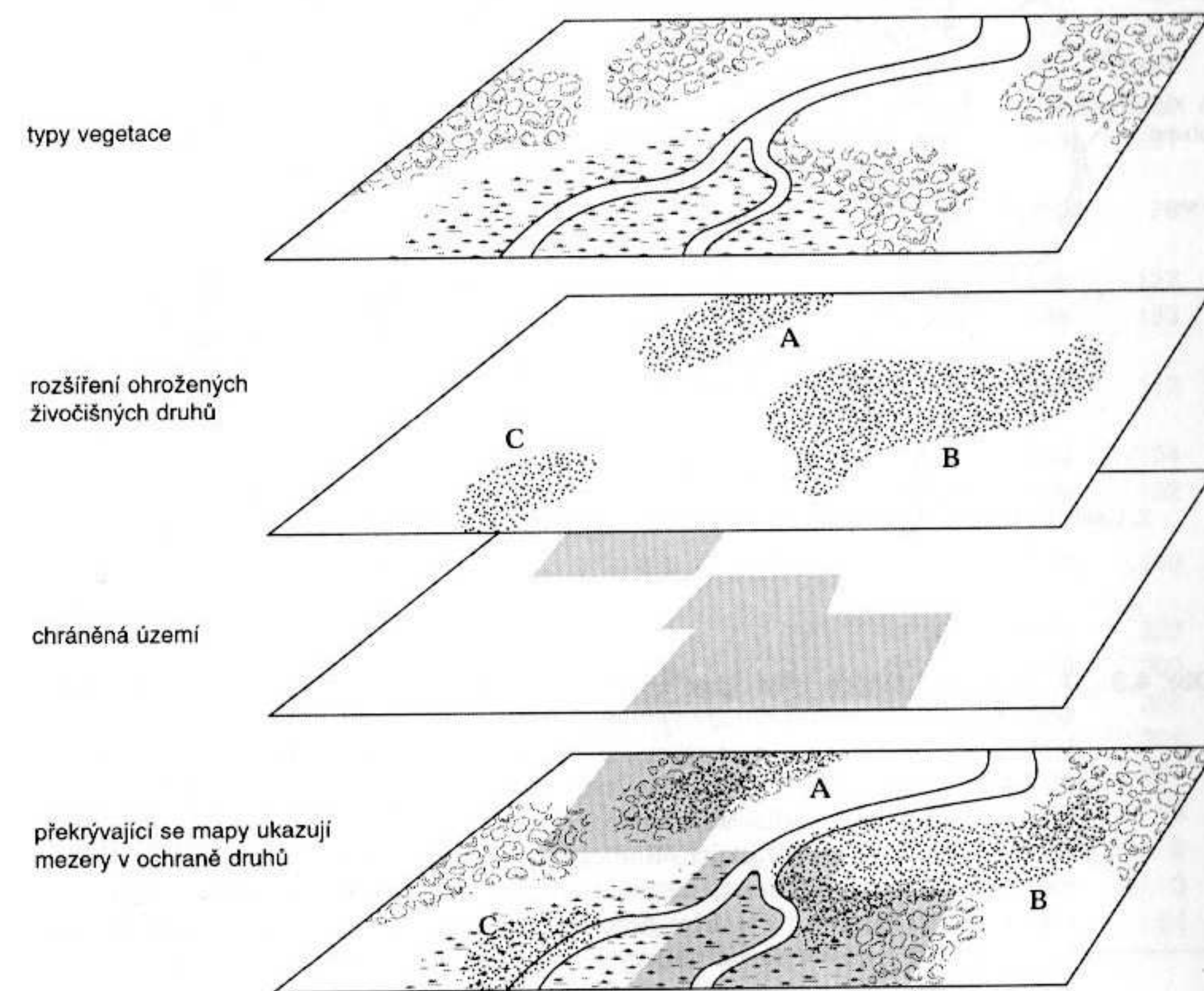
V USA je biologická rozmanitost chráněna velice účinně zahrnutím všech hlavních typů ekosystémů do systému chráněných území. Federální a státní agentury v USA, často řízené členy Programů ochrany světového kulturního a přírodního dědictví, jsou zainteresovány v intenzivním „bottom-up“ (směřovaném zdola nahoru) výzkumu a klasifikaci ekosystémů na lokální úrovni jako součásti programu ochrany biodiverzity. Alternativní „top-down“ (směřovaný shora dolů) přístup srovnává podrobné vegetační mapy s mapami území pod státní ochranou (Crumpacker et al., 1988). Tato analýza ukázala, že 11 rozdílných společenstev je reprezentováno na státních pozemcích pouze malými oblastmi, protože jsou přirozeně vzácné nebo byly víceméně zničeny. Většina nezastoupených typů ekosystémů se vyskytuje ve středním nebo jižním Texasu (např. savana s dominancí keřů rodu *Prosopis* z čeledi vikvovitých) a na Havaji (např. smíšený guavový les). V důsledku této analýzy byl zvýšen důraz na ochranu těchto typů společenstev a jejich začlenění do nových chráněných území.

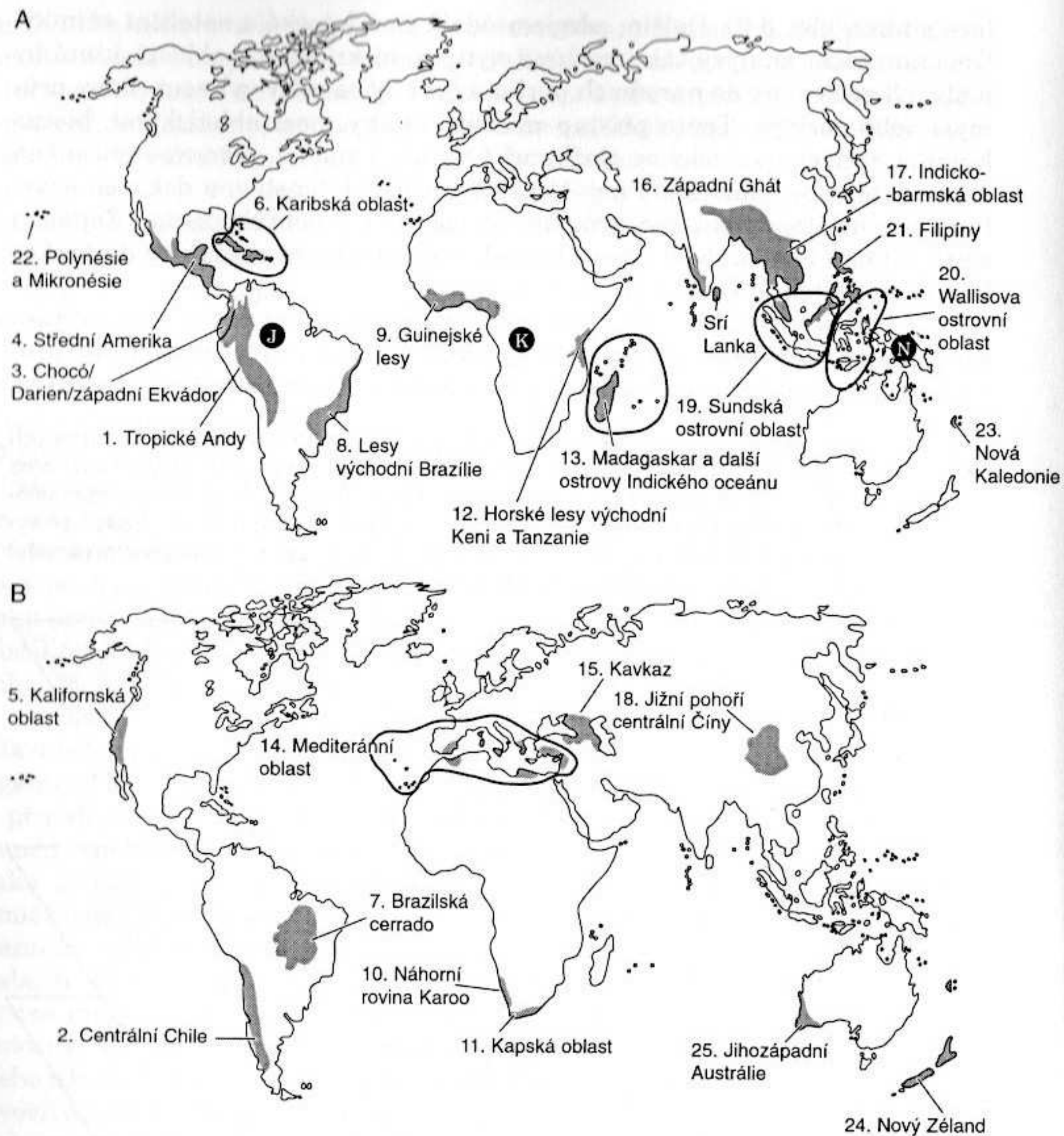
Geografické informační systémy (GIS), představující nejnovější pokrok v oblasti analýzy mezer, shromažďují za pomoci počítačů množství údajů o přírodním prostředí na detailních mapách a srovnávají je s informacemi o rozšíření druhů (Wright et al., 1994; Kremen et al., 1999). Základní přístup geoinformačních systémů spočívá ve shromažďování, zobrazování různých zmapovaných údajů, jako jsou typy vegetace, podnebí a půd, topografie, geologie, hydrologie, rozšíření druhů, lidské osídlení, využívání zdrojů a manipu-

lace s nimi (obr. 4.2). Dalším zdrojem údajů jsou letecké a satelitní snímky. Geoinformační analýzy tak umožňují vytipování kritických oblastí, které by měly být začleněny do národních parků a jimž by se měly vyhnout plány průmyslového rozvoje. Tento přístup nachází vztahy mezi abiotickými, biotickými a socioekonomickými složkami krajiny, pomáhá plánovat chráněná území, která by zahrnovala největší diverzitu společenstev, a dokonce navrhuje potenciální místa pro průzkum a ochranu vzácných druhů. Zejména série snímků během delší časové periody mohou odhalit charakter destrukce biotopů a potřebu okamžitého zásahu.

Centra biodiverzity. Pro stanovení priorit ochrany přírody se Světové centrum monitorování ochrany přírody (WCMC) a organizace jako Birdlife International, Conservation International a další pokusily identifikovat **centra**

Obr. 4.2 Geografické informační systémy (GIS) poskytují metodu integrace rozmanitých údajů za účelem jejich analýzy a mapového zobrazení. V tomto případě byly přes sebe překryty mapy s vegetačními typy, distribucí ohrožených živočišných druhů a rozmístěním chráněných území, aby se našly oblasti vyžadující další ochranu. Druh A se vyskytuje především v rezervaci, druh B je chráněn pouze v omezeném rozsahu a druh C se nachází zcela mimo rezervace. (Scott et al., 1991)





Obr. 4.3 A. Patnáct horkých míst, „hot spots“ tropických deštných lesů s vysokou mírou endemismu, významně ohrožených bezprostředním vymíráním druhů. Číslování oblastí odpovídá tab. 4.3. Zakroužkované oblasti vymezují čtyři ostrovní „hot spots“: Karibské ostrovy, Madagaskar, ostrovy Indického oceánu, ostrovy Sundské a Wallisovy oblasti. Oblast Polynésie–Mikronésie pokrývá velký počet tichomořských ostrovů včetně Havajských, Fidžijských, Samojských, Mariánských a Francouzské Polynésie. Zakroužkovaná písmena označují tři zbývající neporušené oblasti tropického lesa různého rozsahu: J = Jižní Amerika, K = Konžská pánev, N = Nová Guinea. B. Deset „hot spots“ v dalších ekosystémech. Zakroužkovaná část vymezuje mediteránní oblast. (Mittermeier et al., 1999)

biodiverzity (centers of biodiversity) či tzv. **horká místa** (hot spots) ochrany přírody – klíčová území světa, která mají velkou biologickou rozmanitost, vysokou úroveň endemismu a hrozí jim extinkce druhů a degradace biotopů (obr. 4.3; tab. 4.3). Na základě těchto kritérií Mittermeier et al. (1999) identifikovali 25 světových center diverzity, která dohromady zahrnují 44 % světových druhů rostlin, 28 % druhů ptáků, 30 % druhů savců, 38 % druhů plazů a 54 % druhů obojživelníků, a to pouze na 1,4 % celosvětové pevniny. Tato území zahrnují také rozšířenější druhy, takže ve skutečnosti obsahují –

Tab. 4.3 Srovnání 25 světových „hot spots“

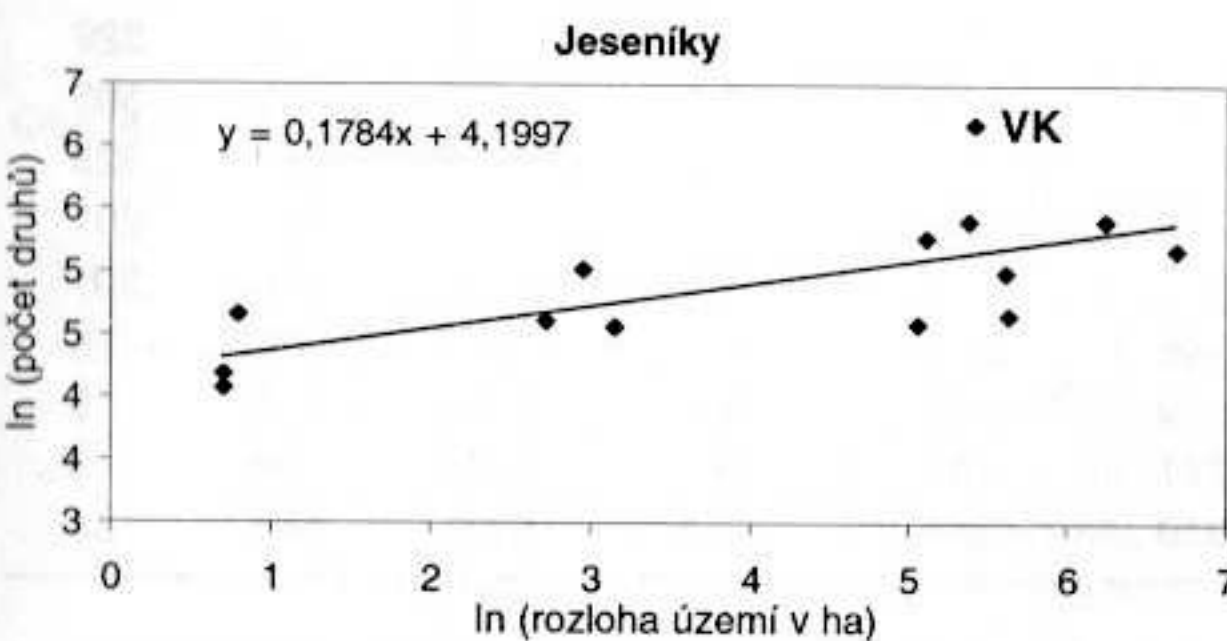
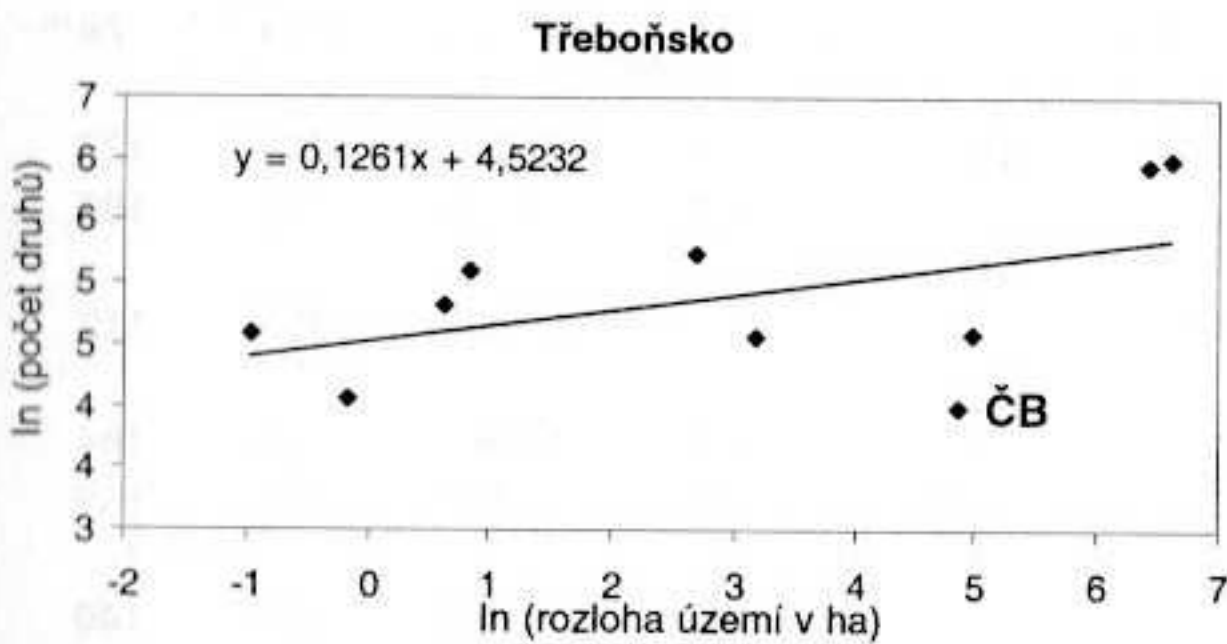
	Původní rozloha (x 1000 km ²)	Procento zbývajících rozlohy	Procento chráněné rozlohy	Počet druhů		
				rostliny	ptáci	savci
1. Tropické Andy	1 258	25	6,3	45 000	1 666	414
2. Centrální Chile	300	30	3,1	3 429	198	56
3. Chocó/Darien/ západní Ekvádor	261	24,2	6,3	9 000	830	235
4. Střední Amerika	1 155	20	12	24 000	1 193	521
5. Kalifornie	324	24,7	9,7	4 426	341	145
6. Karibské ostrovy	264	11,3	15,6	12 000	668	164
7. Brazilská Cerrado	1 783	20	1,2	10 000	837	161
8. Atlantské lesy Brazílie	1 227	7,5	2,7	20 000	620	261
9. Guinejské lesy západní Afriky	1 265	10	1,6	9 000	514	551
10. Jihoafrická náhorní rovina karoo	112	27	2,1	4 849	269	78
11. Kapská oblast jižní Afriky	74	24,3	19	8 200	288	127
12. Horské lesy východní Keni a Tanzanie	30	6,7	16,9	4 000	585	183
13. Madagaskar a ostrovy Indického oceánu	594	9,9	1,9	12 000	359	112
14. Mediteránní oblast	2 362	4,7	1,8	25 000	345	184
15. Kavkazská oblast východně od Černého moře	500	10	2,8	6 300	389	152
16. Západní část indického pohoří Ghát a Srí Lanka	182	6,8	10,4	4 780	528	140
17. Indicko-barmská oblast	2 060	4,9	7,8	13 500	1 170	329
18. Jižní pohoří centrální Číny	800	8	2,1	12 000	686	300
19. Sundská ostrovní oblast	1 600	7,8	5,6	25 000	815	328
20. Wallisova ostrovní oblast	347	15	5,9	10 000	697	201
21. Filipíny	301	8	1,3	7 620	556	201
22. Polynésie/Mikronésie	46	21,8	10,7	6 557	254	16
23. Nová Kaledonie	19	28	2,8	3 332	116	9
24. Nový Zéland	271	22	19,2	2 300	149	3
25. Jihozápadní Austrálie	310	10,8	10,8	5 469	181	54

Zdroj: Mittermeier et al., 1999

BOX 4.2 Horká místa diverzity v České republice

Biodiverzita je jednou z hlavních biotických charakteristik prostředí, která je poměrně přesně vymezená v prostoru a čase. Zahrnuje kvalitativní složku (počet druhů) i kvantitativní poměry (poměrné zastoupení druhů ve společenstvu) a lze ji vyjádřit pomocí různých indexů, které můžeme navzájem porovnávat.

Pro srovnávací studie na úrovni regionů se hodí druhová diverzita zahrnující pouze kvalitativní poměry. Nejdůležitější (a nejjednodušší) je prostý počet druhů. Ten závisí na řadě charakteristik prostředí, a to jak kladně (rozloha, stanovištní diverzifikace, minimální nadmořská výška, dynamika reliéfu), tak záporně (rostoucí nadmořská výška a s ní související pokles teplot a nárůst srážek, vzdálenost od sídel). Obecně lze říci, že oblasti s nejvyšším počtem druhů (česká „hot spots“) leží v teplých až středně teplých oblastech na horninách tvořících vertikální stanovištní pestrost (dynamický reliéf: Český kras, České středohoří, Pálava, Bílé Karpaty apod.) nebo horizontální stanovištní mozaiku (nivy velkých řek: Polabí, Pomoraví, pánve a kotliny: Třeboňsko, Mostecko, okolí Doks apod.). Obdobně vynikají i určité lokality v rámci regionů. Tato výjimečnost je zvláště patrná na grafu znázorňujícím počet druhů v závislosti na rozloze území. Právě lokality výrazně vzdálené od přímky vyjadřují určitou výjimečnost, danou zpravidla působením některého z abiotických faktorů. Příkladem lokálně zvýšené druhové diverzity jsou např. Velká kotlina v Hrubém Jeseníku (225 ha, 485 druhů, v nadmořské výšce 1110–1460 m!), Čertova skála na Křivoklátsku (mohutná spilitová skála ležící v říčním fenoménu Berounky; 2,3 ha, 311 druhů), Hrabanovská černava v Polabí – mozaika černav, písků a halofilních společenstev; 28 ha, 470 druhů). Příkladem lokálně nižší diverzity (cévnatých rostlin) je např. Červené blato na Třeboňsku (blatková tajga; 144 ha, 99 druhů) a Farské bažiny v Českém lese (63 ha, 33 druhů). Z toho však nelze v žádném případě odvodit, že by se u těchto lokalit jednalo o málo



hodnotné plochy, protože v rašeliništních ekosystémech spočívá těžiště druhové diverzity ve skupinách bezcévných rostlin.

Druhová diverzita je složitým a komplexním měřítkem kvality území a její hodnocení by nemělo být podceňováno, ale ani přeceňováno (nezapomínejme, že invaze nepůvodních druhů vyvolaná např. narušováním také zvyšuje druhovou diverzitu).

Závislost počtu druhů na rozloze území pro rezervace CHKO Třeboňsko a CHKO Jeseníky. Odlehlé body představují projevy odlišných abiotických faktorů (ČB – blatková tajga na Červeném blatě, VK – kar Velké kotliny). (Kučera, 1999)

Kučera, T. 1999. Ekologické fenomény a biodiverzita. *Živa* 47: 111–113.

kromě ryb – asi dvě třetiny všech obratlovců na této planetě. Mnoho těchto center tvoří oblasti tropických deštných lesů, jako jsou atlantické pobřeží Brazílie, Chocó/Darien a západní část Ekvádoru, Střední Amerika, guinejské lesy v západní Africe, pohoří Ghát v Přední Indii a indicko-barmský region. Patří sem také ostrovní oblasti včetně Karibských ostrovů, Madagaskaru, Srí Lanky, Sundských a Wallisových ostrovů v Malajsii a Indonésii, Filipín, Nové Kaledonie, Nového Zélandu a Polynésie. Centra diverzity jsou také často situována v teplých, sezonně suchých oblastech mírného pásu, jako jsou Středomoří, Kalifornie, centrální Chile, kapský region jižní Afriky, kavkazská oblast a jihozápadní Austrálie. Zbývající území tvoří suché lesy a savany brazilských campos cerrados, východní pohoří Keni a Tanzanie, tropické Andy a jižní pohoří centrální Číny. Tyto biotopy původně pokrývaly 17 mil. km², nyní se však rozkládají v neporušeném stavu pouze na 2 mil. km² a chráněno je pouze 888 789 km², což činí jen 0,6 % z celkového povrchu pevniny. Jedním z hlavních center biodiverzity jsou tropické Andy, kde v tropických lesích a vysoko položených travních porostech, tvořících méně než jednu čtvrtinu procenta zemské pevniny, přežívá 45 000 druhů rostlin, 1666 druhů ptáků, 414 druhů savců, 479 druhů plazů a 830 druhů obojživelníků.

Centra diverzity lze také identifikovat podle jednotlivých zemí (box 4.2). Například v USA se centra ohrožených druhů vyskytují na Havajských ostrovech, v jižní části Appalačského pohoří, na aridním jihozápadě a v pobřežních oblastech 48 kontinentálních států USA (Flather et al., 1998; Dobson et al., 1997). Podobně jako se vytyčují „horká místa“ diverzity, dochází k identifikaci také tzv. **černých míst** diverzity (black spots), která představují ohrožená území s vysokým podílem vymírání druhů.

Dalším cenným přínosem se stala identifikace 17 **megadiverzitních zemí** (z celkového počtu více než 230 států), které dohromady obsahují 60–70 % celosvětové biodiverzity. Jsou to Mexiko, Kolumbie, Brazílie, Peru, Ekvádor, Venezuela, USA, Demokratická republika Kongo, Jihoafrická republika, Madagaskar, Indonésie, Malajsie, Filipíny, Indie, Čína, Papua-Nová Guinea a Austrálie. Tyto země si zasluhují zvýšenou pozornost ochrany přírody a dostatek finančních prostředků (tab. 4.4; Mittermeier et al., 1997).

Pokud chybí konkrétní údaje o celém společenstvu, lze užít určité organismy jako **indikátory biologické diverzity**. Například dobrým indikátorem diverzity společenstva bývá rozmanitost rostlin a ptáků (Ricketts et al., 1999). V praxi to používá např. Úřad IUCN pro ochranu rostlin (IUCN Plant Conservation Office) v Anglii, který zaznamenává a dokumentuje okolo 250 globálních center diverzity rostlin s velkou koncentrací druhů (WWF/IUCN, 1997). Organizace Bird Life International eviduje lokality s velkou koncentrací ptáků, kteří mají omezené areály, tzv. endemická ptačí území (Endemic Bird Areas, EBAs) – (Stattersfield et al., 1998). Dosud bylo identifikováno 218 takových lokalit, v nichž žije 2500 ptačích druhů s omezeným výskytem. Mnoho těchto lokalit tvoří ostrovy a izolovaná horská stanoviště, na nichž je

Tab. 4.4 „Top ten“ pořadí zemí s nejvyšším počtem druhů známých skupin organismů

Pořadí	Vyšší rostliny*	Savci	Ptáci	Plazi	Obojživelníci	Sladkovodní ryby	Motýli
1	Brazílie 53 000	Brazílie 524	Kolumbie 1 815	Austrálie 755	Kolumbie 583	Brazílie >3 000	Peru 3 532
2	Kolumbie 47 000	Indonésie 515	Peru 1 703	Mexiko 717	Brazílie 517	Kolumbie >1 500	Brazílie 3 132
3	Indonésie 37 000	Čína 499	Brazílie 1 622	Kolumbie 520	Ekvádor 402	Indonésie 1 400	Kolumbie 3 100
4	Čína 28 000	Kolumbie 456	Ekvádor 1 559	Indonésie 511	Mexiko 284	Venezuela 1 250	Bolívie 3 000
5	Mexiko 24 000	Mexiko 450	Indonésie 1 531	Brazílie 468	Čína 274	Čína 1 010	Venezuela 2 316
6	Jižní Afrika 23 000	USA 428	Venezuela 1 360	Indie 408	Indonésie 270	Dem. rep. Kongo 962	Mexiko 2 237
7	Ekvádor 19 000	Dem. rep. Kongo 415	Indie 1 258	Čína 387	Peru 241	Peru 855	Ekvádor 2 200
8	Peru 19 000	Indie 350	Bolívie 1 257	Ekvádor 374	Indie 206	Tanzanie 800	Indonésie 1 900
9	Papua-N. Guinea 18 000	Peru 344	Čína 1 244	Papua-N. Guinea 305	Venezuela 204	USA 790	Dem. rep. Kongo 1 650
10	Venezuela 18 000	Uganda 315	Dem. rep. Kongo 1 094	Madagaskar 300	Papua-N. Guinea 200	Indie 750	Kamerun 1 550

Zdroj: Mittermeier et al., 1997

* Krytosemenné, nahosemenné rostliny a kapradiny.

také mnoho endemických druhů plazů, motýlů a stromů, a představují tak prioritní území z hlediska ochrany. Další analýzy poukázaly na oblasti ptáčích endemitů, které neobsahují žádná chráněná území a vyžadují neodkladná ochranná opatření.

Jiný přístup spočívá ve využití dobře známých indikačních skupin, jako jsou ptáci, savci, rostliny nebo motýli, k ochraně **doplňkových území**, která jsou hodnocena podle nejvyššího celkového počtu druhů (Howard et al., 1998; Balmford & Gaston, 1999). V tomto případě nejsou nová chráněná území vybírána jen na základě jejich vlastních charakteristik, ale podle toho, kolik druhů přidají k celkovému počtu již chráněných druhů a společenstev.

Oblasti nedotčené přírody. Velká území, která jsou minimálně ovlivněna lidskou činností, mají nízkou hustotu lidské populace a pravděpodobnost jejich rozvoje v blízké budoucnosti je mizivá, jsou asi jedinými místy na Zemi, kde mohou velcí savci přežít ve volné přírodě. Tyto oblasti divočiny by měly zůstat zachovány jako kontrolní území, ukazující, jak vypadají přirozená společenstva minimálně ovlivněná lidmi. Zastánci projektu Wildlands

v USA obhajují péči o celé ekosystémy za účelem ochrany životaschopných populací velkých masožravců, jako jsou medvědi grizzly, vlci a velké kočkovité šelmy (Noss & Cooperrider, 1994). Za priority ochrany přírody byly určeny a prohlášeny tři tropické oblasti nedotčené přírody (obr. 4.3A; Bryant et al., 1997).

■ **Jižní Amerika:** Jeden oblouk divočiny s nízkou hustotou lidského osídlení, obsahující deštné lesy, savany a pohoří, protíná jižní část Guyany, jižní Venezuelu, severní Brazílii, Kolumbii, Ekvádor, Peru a Bolívii.

■ **Afrika:** Velká oblast rovníkové Afriky, soustředěná v Konžské pánvi, má nízkou hustotu osídlení a nenarušené prostředí. Tato oblast zahrnuje velkou část Gabonu, Konžské republiky a Demokratické republiky Kongo. Války a nedostatek vládní autority omezují účinnější ochranné aktivity ve velké části tohoto regionu.

■ **Nová Guinea:** Ostrov Nová Guinea obsahuje nejrozsáhlejší úseky neporušeného lesa v asijsko-pacifické oblasti navzdory kácení, těžení a programům přesídlování původních obyvatel. Na východní polovině ostrova se rozkládá nezávislý stát Papua-Nová Guinea s 3,9 mil. obyvatel na 462 840 km². Západní polovinu ostrova tvoří indonéská provincie Západní Irian, který má pouze 1,4 mil. obyvatel, žijících na 345 670 km². Rozsáhlé nenarušené lesní porosty se také vyskytují na ostrově Borneo, ale kácení, plantážní zemědělství, požáry, expandující lidská populace a rozvoj infrastruktury zde rychle zmenšují jejich plochu.

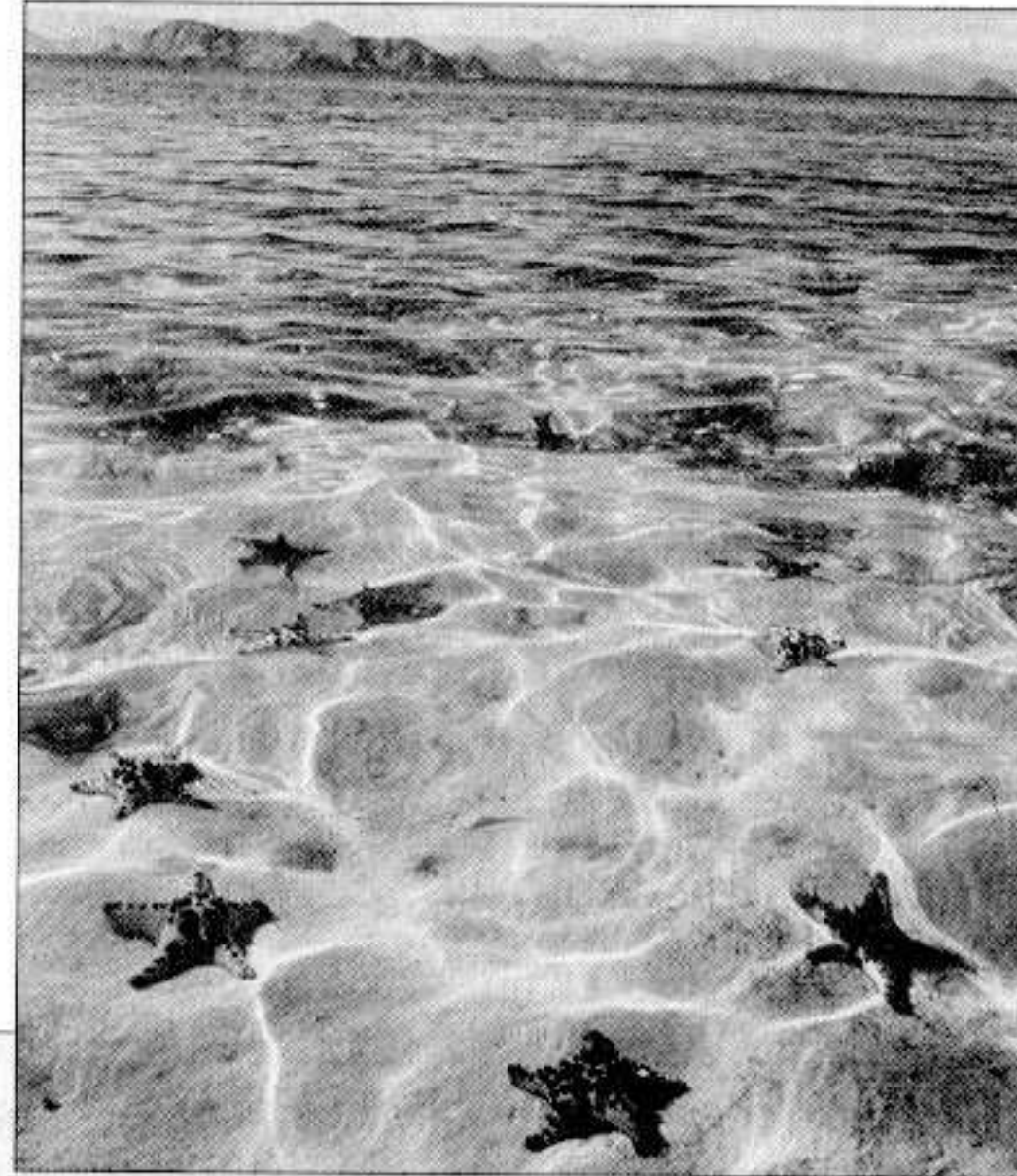
Mezinárodní dohody

Konvence chrání biotopy a úmluvy o ochraně druhů na mezinárodní úrovni definují jedinečné vlastnosti ekosystémů, které by měly zůstat zachovány. V rámci chráněných stanovišť lze pečovat o velké množství jednotlivých druhů. Mezi tři nejdůležitější dohody patří Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam zejména jako biotopy vodního ptactva (také známá jako Ramsarská úmluva o mokřadech), Úmluva o ochraně světového kulturního a přírodního dědictví (neboli Úmluva o světovém dědictví) a program UNESCO Člověk a biosféra (též Program biosférických rezervací). Země řadí svá chráněná území pod tyto úmluvy a programy dobrovolně souhlasí s jejich řízením podle přijatých pravidel. Tyto země se přitom nevzdávají suverenity nad těmito oblastmi, ale zachovávají si nad nimi plnou kontrolu.

Ramsarská úmluva o mokřadech (Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva, Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat) byla vyhlášena roku 1971, aby učinila přítrž soustavnému ničení mokřadů, zvláště těch, které podporují migraci vodního ptactva, a aby vyjádřila ekologickou, výzkumnou, ekonomickou a rekreační hodnotu mokřadů (Hails, 1996). Z původního přednostního zaměření na ornitologicky významné mokřady se po

více než čtvrtstoletí dospělo k současnému stavu, kdy se prostřednictvím této úmluvy zajišťuje ochrana stále vyššího počtu mokřadních území po celém světě bez rozlišování mezi specifickými skupinami organismů, které je obývají. Ramsarská konvence se týká ústí řek, sladkovodních a přímořských biotopů a zahrnuje 1045 míst s celkovou rozlohou přes 78 mil. ha (stav k 1. lednu 2001). Každá ze 123 signatářských zemí se zavázala chránit a spravovat své zdroje mokřadů a vymezit pro účely ochrany aspoň jeden mokřad mezinárodního významu (box 4.3).

Úmluva o ochraně světového kulturního a přírodního dědictví (Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage) se nachází pod záštitou UNESCO, IUCN a Mezinárodní rady pro památkovou péči (von



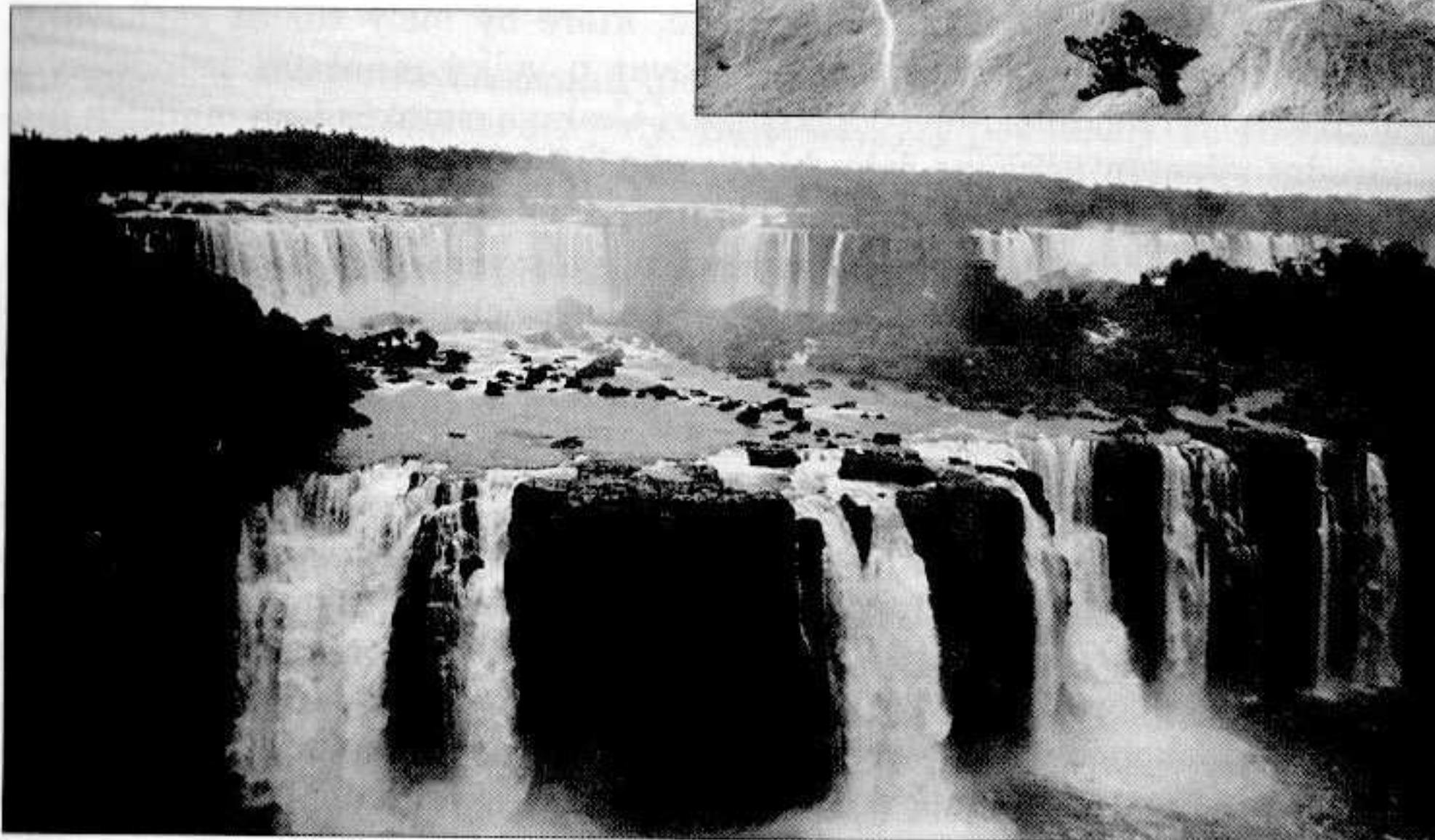
Obr. 4.4 Mnoho světově uznávaných a dobře známých přírodních oblastí je chráněno jako národní parky.

A. Hvězdicím se dobře daří v čisté vodě: Kanawa Island, jeden z ostrovů Národního parku Komodo, Indonésie.

B. Iguazú Falls, Národní park Iguazú, Brazílie.

Oba parky byly prohlášeny za lokality světového přírodního dědictví.

(Foto © Joshua Schacter)



BOX 4.3 Mokřady České republiky

Ramsarská úmluva stanovila pro členské země v podstatě dvě základní povinnosti: vyhlásit nejméně jeden mokřad tzv. mezinárodního významu a odpovídajícím způsobem chránit veškeré ostatní mokřady.

Podle přijatých kritérií lze jako mokřady mezinárodního významu vyhlásit:

- reprezentativní, vzácné nebo unikátní typy mokřadů přírodního nebo přírodě blízkého charakteru významné pro daný biogeografický region;
- mokřady významné pro ochranu biologické rozmanitosti, tj. mokřady obývané zranitelnými, ohroženými nebo kriticky ohroženými druhy a společenstvy, mokřady významné pro vodní ptáky, původní druhy ryb a kritická stadia v životních cyklech chráněných druhů. Příklady takových stanovišť jsou slané stepi a slaniska, vřesoviště, nivní louky, vrchoviště, rašeliniště a močály, lužní lesy, sladkovodní stojaté vody a vodní toky.

Pokud jde o mokřady mezinárodního významu, situace v České republice je ve srovnání s ostatními zeměmi nadstandardní – do roku 1999 zde bylo vyhlášeno deset takových území:

- | | |
|---------------------------------|---------------------------------|
| 1. Šumavská rašeliniště | 6. Poodří |
| 2. Třeboňské rybníky | 7. Krkonošská rašeliniště |
| 3. Břehyně a Novozámecký rybník | 8. Třeboňská rašeliniště |
| 4. Lednické rybníky | 9. Mokřady dolního Podyjí |
| 5. Litovelské Pomoraví | 10. Mokřady Liběchovky a Pšovky |

Z celkové rozlohy těchto lokalit tvoří 12 % rašeliniště, 30 % mokřady vázané především na rybníční biotopy a 58 % mokřady vázané na nivní polohy podél říčních toků. Jejich ochrana je zajištěna formou národního parku (území označené č. 1, 7), CHKO (č. 2, 5, 6, 8, 10) nebo národních přírodních rezervací (č. 3, 4, část 9). Většina mokřadních lokalit na území CHKO je navíc chráněna statutem rezervace.

Méně uspokojivé je však naplňování druhé povinnosti – ochrany zbývajících mokřadů. Aby je bylo možné efektivně chránit, bylo nutné provést nejprve jejich inventarizaci – zjistit, jaké charakteristické druhy a společenstva se v nich vyskytují, a poté navrhnout a postupně realizovat odpovídající způsob ochrany. Na základě dlouholeté inventarizace, intenzivní práce a diskusí vznikla příručka (Chytil et al., 1999), která předkládá přehled většiny mokřadů České republiky, jejich rozdělení do kategorií podle významu, druhové seznamy kriticky ohrožených, silně ohrožených a ohrožených mokřadních druhů organismů podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., dále seznamy druhů a biotopů směrnice Evropských společenství (ES) o ochraně stanovišť a směrnice o ochraně volně žijících ptáků. Kromě již výše zmíněných mokřadů mezinárodního významu jsou zbývajících mokřady rozčleněny na mokřady nadregionální (lokality celostátního až středoevropského významu, především národní přírodní rezervace), regionální (významné z hlediska daného bioregionu, především přírodní rezervace a národní přírodní památky) a lokální (všechny zbývajících mokřadních lokalit). Zmíněná publikace uvádí přehled 1989 mokřadů (56 nadregionálních, 448 regionálních, 1485 lokálních), které úhrnem představují 1,5 % rozlohy České republiky.

Chytil, J., P. Hakrová, K. Hudec, Š. Husák, J. Jandová & J. Pellantová (eds.). 1999. *Mokřady České republiky – přehled vodních a mokřadních lokalit ČR*. Český ramsarský výbor, Mikulov, 327 p.

Droste et al., 1995). Tato konvence se těší neobvykle vysoké podpoře 161 účastnických zemí, nejvíce ze všech konvencí na ochranu přírody. Jejím cílem je ochrana přírodních oblastí celosvětového významu pomocí Programu světového dědictví. Úmluva je neobvyklá v tom, že zdůrazňuje kulturní i biologický význam přírodních oblastí a prosazuje myšlenku, že světová společnost je povinna finančně podporovat tato území. Na seznamu světového dědictví (v roce 2001) figuruje 529 lokalit světového kulturního dědictví, 138 lokalit světového přírodního dědictví a 23 smíšených lokalit světového dědictví ve 122 účastnických státech. Seznam přírodních lokalit na více než 130 mil. ha obsahuje některé oblasti přední světové ochrany: Národní park Serengeti (Tanzanie), Lesní rezervaci Sinharaja (Srí Lanka), Národní park Iguazú (Brazílie), Národní park Manu (Peru), Queenslandský deštný les (Austrálie), Národní park Great Smokies (USA) a Národní park Komodo (Indonésie) – (obr. 4.4). V seznamu lokalit světového přírodního dědictví – bohužel – není zařazeno žádné území České republiky, zatímco na seznamu kulturních lokalit figuruje 10 míst; např. Lednicko-valtický areál, který svou rozlohou 200 km² představuje jednu z nejrozsáhlejších oblastí kulturní krajiny v Evropě.

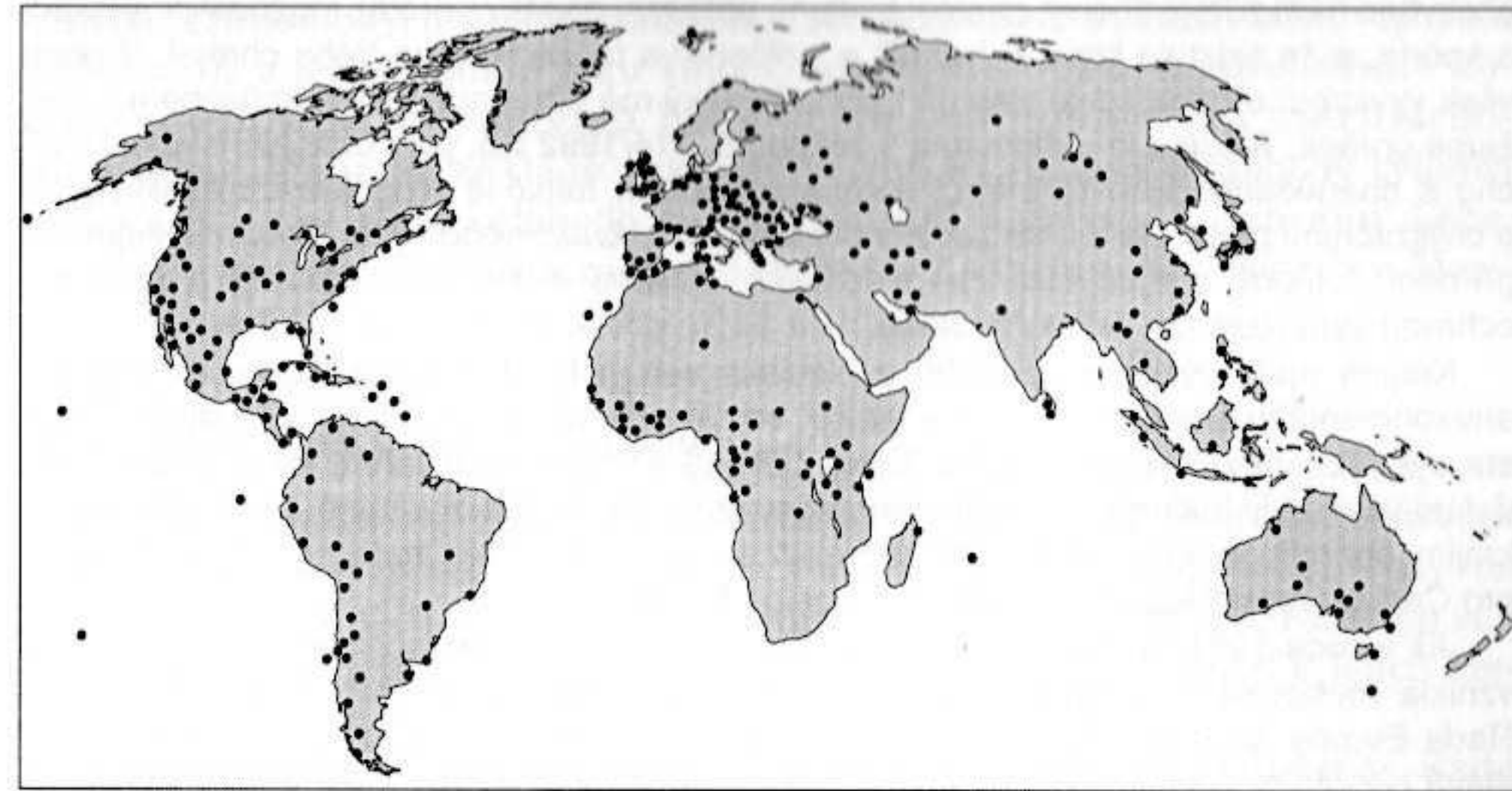
Česká republika (v té době ČSFR) se stala signatářem obou uvedených úmluv (Ramsarská úmluva o mokřadech a Úmluva o ochraně světového kulturního a přírodního dědictví) v roce 1990. Tím se zavázala k plnění jejich závazků. Pro naplňování cílů mezinárodních úmluv a programů se postupně přijímají konkrétní legislativní, organizační i technická opatření.

Program UNESCO Člověk a biosféra (UNESCO Man and the Biosphere Program, MAB) vytvořil od svého počátku v roce 1971 mezinárodní síť biosférických rezervací (viz kap. 5). Tato světová síť zahrnuje všechny základní biomy Země a postihuje tak různorodost jejich civilizačního zatížení. Biosférické rezervace ukazují slučitelnost ochrannářského úsilí s trvale udržitelným rozvojem ku prospěchu místních obyvatel. Do roku 2000 bylo založeno celkem 391 rezervací ve 94 zemích, pokrývajících přes 220 mil. ha (obr. 4.5). Součástí světové sítě biosférických rezervací je i šest velkoplošných chráněných území v ČR: Bílé Karpaty, Krkonoše, Křivoklátsko, Pálava, Šumava a Třeboňsko (box 5.4).

Evropská úmluva o krajině (European Landscape Convention) vznikla z iniciativy Rady Evropy snažící se syntetizovat ochranu přírodních a kulturních hodnot krajiny. Tato nová dohoda je určena výlučně k ochraně, péči a plánování, týká se všech typů krajiny v Evropě a vztahuje se na přírodní, venkovská, urbánní i příměstská území (box 4.4).

Tyto úmluvy a program představují všeobecné dohody o vhodné ochraně biotopů a krajiny. Jejich hlavní význam spočívá v organizaci těchto chráněných území do mezinárodních sítí, které řeší otázky týkající se rozsáhlých ekosystémů a biodiverzity na regionální i globální úrovni. Dohody s menším dosahem chrání unikátní ekosystémy a biotopy v jednotlivých oblastech, včetně západní polokoule, flóry a fauny Antarktidy, jižního Tichomoří, Afri-

Obr. 4.5 Lokalizace registrovaných biosférických rezervací (tečky). Nedostatek rezervací je zřejmý v takových biologicky významných oblastech, jako jsou Nová Guinea, indický subkontinent, jižní Afrika a Amazonie. (UNESCO, 1996)



ky, evropských stanovišť volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a přírodních rezervací (WRI, 1994).

Další mezinárodní dohody byly podepsány pro prevenci nebo omezení znečištění, které představuje oblastní a mezinárodní ohrožení životního prostředí. **Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států** v evropském regionu se týká znečišťování ovzduší prostřednictvím kyselých dešťů, acidifikace jezer a odumírání lesů.

Úmluva o ochraně ozonové vrstvy, podepsaná roku 1985, určuje postupný zákaz používání freonů, které způsobují destrukci ozonové vrstvy; následkem jejího poškození se zvyšuje hladina škodlivého ultrafialového záření.

Rámcová úmluva Spojených národů o změně klimatu z roku 1992 slouží ke stabilizaci a postupnému snižování emisí skleníkových plynů, zejména oxidu uhličitého. Konvence byla podpořena více než 160 zeměmi a je posuzována na každoročních konferencích.

Znečištění moří je další klíčovou oblastí, a to především v důsledku existence rozsáhlých území mezinárodních vod nepodléhajících žádné státní kontrole a vlivem toho, jak snadno polutanty vypouštěné v jedné oblasti zamořují další území (Norse, 1993). Dohody zabývající se znečištěním moří reprezentují **Úmluva o prevenci znečišťování moří skladováním odpadů a dalších materiálů** a **Úmluva o oblastních mořích pod záštitou Programu OSN pro ochranu životního prostředí** (UNEP). Regionální dohody se týkají severovýchodní části Atlantského oceánu, Baltského a Barentsova moře a dalších lokalit, především v severoatlantické oblasti.

BOX 4.4 Evropská úmluva o krajině

Všichni bychom se zřejmě shodli na tom, že krajina je „širší okolí“, které nás obklopuje, poskytuje nám zdroje obživy, místo k bydlení, potěšení z krásy přírody, možnosti k relaxaci a sportu, a že existuje krajina „hezká“ a „zničená“ a tu „hezkou“ je třeba chránit. V praxi však vyvstává otázka, co to vlastně krajina je, jaký má význam a jakým způsobem ji můžeme chránit. **Krajina** je definovaná v zákonu č. 114/1992 Sb. jako část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky. Zákon se zabývá ochranou tzv. **krajinného rázu**, kterým je zejména přírodní, kulturní a historická charakteristika určitého místa nebo oblasti, a pro jeho ochranu vymezuje tzv. **přírodní parky**.

Krajina hraje významnou úlohu z hlediska veřejného zájmu v kulturní, ekologické, environmentální a sociální oblasti a vytváří zdroje příznivé pro ekonomické aktivity. Představuje významnou součást kvality života člověka a přispívá k utváření lokální kultury. Až dosud však byly kulturní a přírodní fenomény chráněny spíše izolovaně a ochrana běžné krajiny opomíjena nebo obcházena (Hájek & Jech, 2000). Tento trend není typický pouze pro Českou republiku, ale víceméně pro celou Evropu.

Již v roce 1991 na schůzce ministrů životního prostředí evropských zemí v Dobříšši vznikla myšlenka formulování **Evropské úmluvy o krajině** (Míchal & Plesník, 1999). Rada Evropy konstatovala, že význam krajiny pro život občanů vzrůstá natolik, že se stává prioritním politickým problémem. Není proto přijatelné, aby krajina jako základ životního prostředí lidí byla nadále formována výlučně podle technických a ekonomických kritérií. Rada Evropy předpokládá, že evropské státy, které k vytvořené úmluvě přistoupí, se zaváží zajišťovat ochranu krajiny, péči o krajinu a její plánování ve vlastní legislativě s ohledem na celoevropskou koordinaci. Úmluva se vztahuje na všechny typy evropské krajiny – jak na typy význačné, tak i běžné a degradované; pokrývá přírodní, venkovské, urbánní i příměstské oblasti a zahrnuje pevninu, vnitrozemské vody a přímořské oblasti. Každá signatářská země se přijetím úmluvy zavazuje k osvětové činnosti zaměřené na zvyšování uvědomění občanů, soukromých organizací a úřadů o hodnotách krajiny a k vytváření školicích a vzdělávacích programů. Pro účinnou ochranu krajiny by každá země měla na svém území provést inventarizaci a hodnocení krajiny z hlediska její vzácnosti, rozsahu a specifických hodnot.

Součástí úmluvy je tzv. Cena krajiny Rady Evropy, která je poctou udílenou místním a regionálním úřadům, které zavedly jako součást krajinné politiky opatření na ochranu, péči a plánování typů krajiny, jež se ukázaly vysoce účinné, a mohou tak sloužit jako příklad pro další územní úřady v Evropě. Vyznamenání může být uděleno také nevládním organizacím za jejich zvláště významný přínos pro ochranu, péči a plánování krajiny.

Evropská úmluva o krajině představuje nový významný nástroj legislativy, určený výhradně k ochraně, péči a plánování pro všechny typy krajiny v Evropě. Tuto úmluvu podepsali zástupci celkem 18 zemí na ministerské konferenci Rady Evropy o ochraně krajiny dne 20. 10. 2000 ve Florencii. Česká republika se podílela na vzniku a konečném znění úmluvy od jejího počátku a v současné době se připravuje k jejímu podpisu a k přijetí změn ohledně ochrany kulturní krajiny v novele zákona o ochraně přírody a krajiny.

Míchal, I. & J. Plesník. 1999. Úmluva o evropské krajině: současný stav příprav. *Ochrana přírody*, 54 (10): 306–308. Hájek, T. & K. Jech (eds.). 2000. *Téma pro 21. století – Kulturní krajina (aneb proč ji chránit)*. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 243 p.

Veletoky Evropy, významné jak z hospodářského, tak biologického hlediska, byly ještě v nedávné době bezohledně využívány jako odpadní stoky bez ohledu na zatížení dolních částí toků a moří. V obavách z nepříznivých účinků, krátkodobých i dlouhodobých změn podmínek vodních toků v povodí velkých řek a jezer vznikla roku 1992 **Úmluva Evropské hospodářské komise o ochraně a využívání hraničních vodních toků a mezinárodních jezer**. Na jejím základě pak byly vytvořeny regionální dohody týkající se i České republiky: Dohoda o Mezinárodní komisi pro ochranu Labe, Úmluva o spolupráci pro ochranu a únosné zatížení Dunaje a Dohoda o Mezinárodní komisi pro ochranu Odry před znečišťováním.

Ekologické sítě v rámci Evropy

Principy evropské legislativy pro ochranu přírody na mezinárodní, národní a regionální úrovni směřující k vytváření ekologických sítí se objevily už v osmdesátých letech 20. století v západní i ve východní Evropě. Existuje zde celá řada různorodých přístupů a teprve v poslední době dochází k jejich mezinárodní koordinaci.

V rámci mezinárodní spolupráce při ochraně evropské biodiverzity Rada Evropy nastartovala již v roce 1976 program vytvoření evropské sítě **biogenetických rezervací** na ochranu reprezentativních příkladů přirozených biotopů, které jsou zvláště cenné z hlediska ochrany přírody v Evropě. Projektu se však účastní nejen členské státy Rady Evropy. Do dnešní doby bylo vytvořeno na 344 biogenetických rezervací pokrývajících přes 3,8 milionů ha, z nichž některé leží i v zemích východní Evropy. V České republice se biogenetickými rezervacemi Rady Evropy staly NPR Blanice a NPR Břehyně.

Nejvýznamnějším projektem ochrany přírody Evropské unie (dále jen EU) je naplňování **Směrnice č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin**, kterou EU přijala v roce 1992 (Habitat and Species Directive; termín „habitats“ je překládán jako stanoviště ve významovém smyslu biotopů, k jejich popisu se používá zpravidla vegetační pokryv – rostlinná společenstva). Cílem této směrnice (základní zákonná norma EU) je uchování biologické rozmanitosti prostřednictvím ochrany živočichů a rostlin na jejich přirozených stanovištích a vytvoření souvislé sítě zvláště chráněných území s názvem **NATURA 2000** pro uchování nebo obnovu přírodních stanovišť a druhů rostlin a živočichů významných z hlediska EU. Na území EU je několik tisíc typů přírodních stanovišť, na nichž žije asi 150 druhů savců, 520 druhů ptáků, 180 druhů plazů a obojživelníků, 150 druhů ryb, asi 10 tisíc druhů cévnatých rostlin a asi 100 tisíc druhů bezobratlých. Dramatický úbytek druhů je zejména v posledních letech způsoben degradací a úbytkem přírodních stanovišť a intenzifikací hospodaření. Tato moderní směrnice se proto zaměřuje zejména na ochranu vybraných typů přírodních stanovišť a silně ohrožených druhů.

Seznamy druhů a stanovišť a podmínky (kritéria) pro jejich začlenění do sítě NATURA 2000 jsou v jednotlivých přílohách směrnice (box 4.5). Současné seznamy vycházejí ze znalostí a potřeb členských států a postupně jsou doplňovány o další položky.

Při vytváření soustavy se postupuje ve třech hlavních krocích (Roth & Plesník, 2000):

1. Úroveň znalostí a statut ochrany ohrožených druhů a stanovišť se v jednotlivých státech EU liší. Prvotním úkolem každé členské země je proto zhodnocení výskytu stanovených druhů a typů stanovišť na národní úrovni a na jeho základě navrhnout *národní seznam lokalit* (box 4.5). Lokality jsou vybírány podle rozlohy, stupně zachování struktury a celkového významu pro ochranu typu přírodního stanoviště; oblasti pro ochranu druhů jsou identifikovány na základě celkového přínosu pro druh a početnosti, hustoty a míry izolovanosti populace.
2. Druhým krokem je posuzování národních seznamů. Schválením seznamu Evropskou komisí se z navržených lokalit stanou *lokality významné pro Evropskou unii* (Sites of Community Importance – SCIs). Stanoviště jsou vybírána s ohledem na jejich relativní hodnotu na národní úrovni, celkovou rozlohu, biogeografický kontext a význam pro migrační trasy ohrožených druhů. Území členských a kandidátských států EU pokrývají rozdílné biogeografické oblasti (stepní, panonská, černomořská, boreální, kontinentální, atlantská, alpská, makaronéská a středomořská), jedinečné z hlediska druhů a stanovišť, přestože některé z nich jsou společné i pro více regionů.
3. Třetím a posledním krokem je povinnost členských států vyhlásit prostřednictvím své národní legislativy tyto SCIs jako tzv. *zvláštní oblasti ochrany* (Special Areas of Conservation – SACs) a připravit plány péče a obnovy, které by měly zajistit uchování hodnoty lokalit podle nároků ochrany přírody.

Při územním plánování členské státy prosazují rozvoj s ohledem na lepší ekologické propojení prvků sítě NATURA 2000 a péči o lineární nebo souvislé prvky krajinné mozaiky mající funkci koridorů či tzv. nášlapných kamenů (definice dále v této kapitole) významných pro migraci, šíření a výměnu genetické informace volně žijících druhů.

Po osmi letech od přijetí směrnice a po trochu nejistém startu začíná projekt nabírat konkrétní podobu. Za lokality soustavy NATURA 2000 bylo dosud členskými státy navrženo přes 10 tisíc SACs, reprezentujících 10 % rozlohy EU. Do sítě náleží také 2607 *oblastí zvláštní ochrany* (Special Protection Areas – SPAs), které byly navrženy v rámci **Směrnice č. 79/409/EEC o ochraně volně žijících ptáků** (viz kap. 3). Nyní se připravují způsoby, jak v praxi chránit a řídit tato místa s přihlédnutím k jejich trvale udržitelnému rozvoji.

BOX 4.5 Směrnice o stanovištích v ČR

Existující soustava zvláště chráněných území na území České republiky je poměrně reprezentativní a chrání nejcennější ekosystémy a stanoviště druhů z pohledu národní ochrany. Soustava NATURA 2000 je však založena na ochraně typů stanovišť a druhů významných z hlediska celé Evropské unie, proto musí být vymezena nezávisle na této již existující infrastruktuře. Návrh seznamu lokalit soustavy NATURA 2000 předchází shromáždění veškerých údajů o druzích a biotopech nutných pro vyhodnocení nejlepších lokalit z hlediska jejich ochrany, včetně získání údajů nových. Souběžně jsou zpracovávány seznamy pro doplnění příloh směrnice. Navržený národní seznam lokalit vhodných pro zařazení do soustavy NATURA 2000 by měl být připraven Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR do data vstupu ČR do EU.

Základní nosné pilíře směrnice o ochraně přírodních stanovišť odpovídají jejím jednotlivým přílohám:

1. Ochrana přírodních stanovišť

Přírodní stanoviště jsou vymezena zeměpisnými, abiotickými i biotickými charakteristikami, a to jak přirozenými, tak polopřirozenými. Typy přírodních stanovišť v zájmu Společenství:

- i) v přirozeném areálu rozšíření jsou ohroženy vymizením;
- ii) mají malý přirozený areál rozšíření;
- iii) představují výjimečné příklady typické pro jednu nebo více biogeografických oblastí.

Prioritní typy přírodních stanovišť jsou typy ohrožené vymizením, jejichž ochrana ve Společenství má zvláštní význam vzhledem k nízkému přirozenému výskytu na území členských států.

Seznam v příloze I obsahuje (stav: říjen 2000) 198 typů přírodních stanovišť, z nichž se u nás vyskytuje 58 typů, z toho 19 prioritních (u nich musí být do sítě NATURA 2000 zařazeny *všechny* lokality). Jsou to vnitrozemská slaniska a slané louky, panonské duny, suchá vřesoviště, pionýrská bylinná společenstva na vápencových výchozech, travinobylinná společenstva vápnatých vátých písků, subpanonské stepní trávníky, panonské trávníky na spraši a na písku, kalcifilní trávníky s orchidejemi, živá nelesní vrchoviště, vápnitě slatiny s mařicí pilovitou, pěnovecová prameniště, vápencové sutě, suťové a roklinové lesy, rašelinné lesy, údolní olšiny a měkké luhy, karpatsko-panonské dubohabřiny, perialpidské bazifilní teplomilné doubravy a subkontinentální doubravy.

2. Ochrana stanovišť druhů v zájmu Společenství

Druhy v zájmu Společenství jsou druhy

- i) ohrožené;
- ii) zranitelné;
- iii) vzácné, tj. s málo početnou populací;
- iv) endemické.

Seznam v příloze II obsahuje celkem 704 druhů, z toho se u nás vyskytuje 73 druhů (6 druhů v kategorii prioritních). Z cévnatých rostlin se u nás vyskytují pelyněk Pančičův, sinokvět chrpovitý, popelivka sibiřská, aldrovandka měchýřkatá, puchýřka útlá, včelník rakouský, střevíčník pantoflíček, hlízovec Loeselův, žabníček vzplývavý, matizna bahenní, koniklec otevřený a lněnka bezlistenná. Ze savců jsou zde kromě velkých šelem (vydra říční, vlk, rys ostrovid, medvěd hnědý – prioritní druhy) zařazeni někteří netopýři a sysel

obecný, dále 5 druhů obojživelníků (např. blatnice skvrnitá – prioritní druh) a 18 druhů ryb (např. bolen dravý, sekavec písečný a vranka obecná). Z bezobratlých jsou to zejména některé druhy motýlů, nápadní brouci a vzácní mlži, celkem 24 druhů.

3. Ochrana ohrožených druhů

Vytvoření systému přísné ochrany rostlinných druhů uvedených v příloze IV je dalším závazkem členských států. Příloha IV obsahuje všechny druhy vyjmenované v příloze II doplněné dalšími asi 60 druhy, převážně reliktního charakteru (endemity). Z našich rostlinných druhů je zde pouze puštica rozprostřená, ze savců např. křeček polní, kočka divoká, všechny druhy netopýrů a plch lesní. Současný český systém obecné ochrany živočichů a rostlin, ani ochrana zvláště chráněných živočichů a rostlin vyplývající z ustanovení zákona č. 114/1992 Sb. nejsou vzhledem k požadavkům směrnice dostačující.

4. Ochrana druhů odebíraných z volné přírody

Členské státy musí přijmout opatření zajišťující, že odebrání jedinců druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin uvedených v příloze V, jakož i jejich využití, bude zachovávat jejich příznivý stav z hlediska ochrany přírody. Příloha V zahrnuje seznam 32 taxonů planě rostoucích rostlin, které jsou z přírody volně odebírány např. pro okrasné nebo farmakologické účely. Z nich u nás rostou bělomech sivý, rašeliníky, plavuně, sněženka podsněžník a prha chlumní. Z našich živočichů jsou uvedeni např. kuna lesní, tchoř tmavý, skokan zelený, skřehotavý a hnědý, mihule říční, lipan podhorní, hlemýžď zahradní, perlorodka říční, pijavka lékařská, rak říční a rak kamenáč.

Hora, J. (ed.). 1998. *Legislativa EU a ochrana přírody*. Česká společnost ornitologická, Praha, 96 p.

Hora, J., T. Kučera & J. Plesník. 2000. *Ochrana přírody v Evropské unii*. Česká společnost ornitologická, Praha, 15 p.

Chytrý, M., T. Kučera & M. Kočí. 2001. *Katalog biotopů České republiky*.

Interpretační příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd. Praha, AOPK ČR.

Postup při vytváření soustavy NATURA 2000



Iniciativa Bernské úmluvy (o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť, 1979) nazývaná síť **Smaragd** (Emerald) představuje rozšíření koncepce soustavy chráněných území NATURA 2000 mimo členské státy EU. Tento projekt má chránit ohrožené typické druhy evropské flóry a fauny včetně jejich přirozených stanovišť v rámci *oblastí zvláštního zájmu ochrany* (Areas of Special Conservation Interest – ASCI). Kromě 40 evropských států (včetně ČR) se k dané dohodě připojily také Senegal, Burkina-Faso a Tunisko. V současné době je chráněno 179 typů stanovišť a 692 rostlinných druhů, 650 druhů savců a bezobratlých živočichů uvedených v přílohách úmluvy.

V roce 1995 přijala konference evropských ministrů životního prostředí v Sofii dokument s názvem **Celoevropská strategie biologické a krajinné rozmanitosti** (The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy). Tento dokument pokrývá všechny aspekty ochrany biodiverzity, přirozených ekosystémů i domestikovaných druhů a polopřirozených ekosystémů pozměněných člověkem. V dokumentu je formulován i cíl zajistit ochranu ekosystémů, živočišných a rostlinných druhů, biologické rozmanitosti a krajiny evropského významu formou tzv. **Evropské ekologické sítě** (Pan-European Ecological Network – PEEN), ve střední Evropě známější pod zkratkou **EECONET**. Ta má vytvořit společnou územně propojenou síť zabezpečující ochranu, obnovu a nerušený vývoj ekosystémů a krajiny, integrovaný s trvale udržitelným rozvojem. Projekt EECONET je založen hlavně na existujících evropských sítích, konkrétně na síti NATURA 2000 a jejím rozšíření do nečlenských států EU sítě Smaragd (box 4.6). Celoevropská síť by měla tvořit nad rámec existujících sítí. Po formální stránce se zmiňovaná soustava skládá z *jádrových* (klíčových) území (*biocenter*) se soustředěnými přírodními hodnotami celonárodního a evropského významu a *biologických koridorů*, které jednotlivá biocentra spojují a představují dálkové migrační trasy organismů.

Mezi sítěmi NATURA 2000 a EECONET je podstatný rozdíl v tom, že vytvoření sítě EECONET nevyplývá z žádné mezinárodní úmluvy nebo jiného právního závazku, zatímco vybudování soustavy NATURA 2000 je pro členské státy Evropské unie vymahatelnou povinností.

Zajímavým doplňkem celoevropské ekologické sítě jsou **Evropské diplomy** Rady Evropy, které mohou být uděleny adekvátně chráněným přirozeným nebo polopřirozeným oblastem výjimečného evropského významu z hlediska ochrany biologické, geologické a krajinné rozmanitosti. Diplomy mohou být uděleny také státům Evropy, které nejsou členy Rady Evropy. První Evropské diplomy v ČR byly uděleny NP Podyjí, CHKO Bílé Karpaty a NPR Karlštejn.

Projektování chráněných oblastí

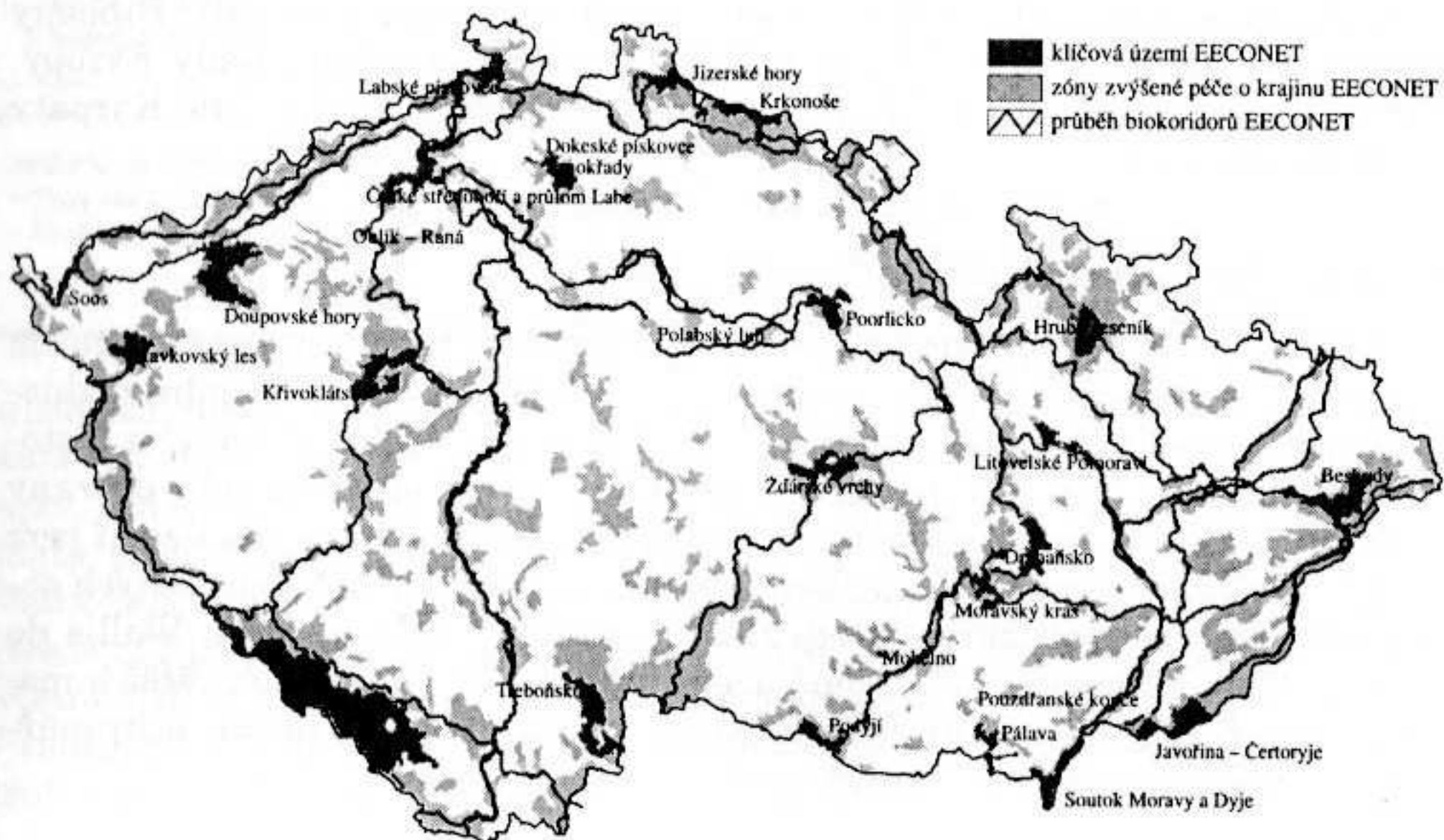
Velikost a umístění přírodních rezervací či jiných chráněných území jsou na celém světě často předurčeny distribucí lidského osídlení, potenciální hodnotou krajiny, politickými snahami ochranářsky uvědomělých obyvatel a historickými faktory. V mnoha případech je území vyhrazeno pro potřeby ochrany přírody, neboť nemá žádnou přímou komerční hodnotu; chráněná území jsou často situována v odlehlých, neplodných, na zdroje chudých, neobydlených oblastech, tzn. na „pozemcích, které nikdo nechtěl“ (Pressey, 1994; Wallis de Vries, 1995). Maloplošná chráněná území jsou běžná v některých větších metropolitních oblastech, kde byla získána místní státní správou, ochranářskými organizacemi nebo darována mecenáši.

BOX 4.6 Realizace sítě EECONET a ÚSES v ČR

Evropská ekologická síť (EECONET) je iniciativou Rady Evropy sloužící k zajištění trvale udržitelného využívání krajiny evropského významu, v níž budou uchovány nejvýznamnější ekosystémy, druhy a stanoviště (Hájek & Jech, 2000). Základní myšlenkový rámec zahrnuje také tradiční kulturní krajinu, jejíž ochrana je často opomíjena. Koncept EECONET byl v roce 1995 zpracován Českým koordinačním střediskem IUCN a spolu s ostatními koordinačními dokumenty se stal pilotním projektem Celoevropské strategie biologické a krajinné rozmanitosti (Sofie, 1995).

Rada Evropy doporučila členským státům, aby právní zabezpečení prvků EECONET vycházelo ze základů národní legislativy. Koncept EECONET byl začleněn do **Státního programu ochrany přírody a krajiny ČR**, schváleného v roce 1998, a jeho realizace je do značné míry založena na navržené síti ÚSES, jejíž základy byly s předstihem doby právně zakotveny v moderním zákonu č. **114/1992 Sb.** o ochraně přírody a krajiny ČR. Na prvním místě mezi nástroji ochrany přírody a krajiny uvádí zákon ochranu a vytváření tzv. **územních systémů ekologické stability (ÚSES)**, vzájemně propojených souborů přirozených i pozmeněných přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Vypracované návrhy ÚSES jsou v současné době jedinými závaznými podklady pro územní plánování. Zákon rozeznává ÚSES místního, regionálního a nadregionálního významu, základní strukturální prvky tvoří biocentra a biokoridory.

Mezi strukturální prvky EECONET patří klíčová území, ekologické koridory a zóny zvýšené péče o krajinu. **Klíčová území** (keystone areas) zahrnují nejcennější ukázky přírodní krajiny členských států, které mají nesporný celoevropský význam pro uchování biodiverzity. V ČR bylo zatím vymezeno 25 klíčových území o celkové výměře 1,02–4,44 % státního území, kdy první, nižší údaj odpovídá výměře příslušných nadregionálních biocenter ÚSES, která splňují jednoznačná kritéria evropského významu v rámci programu Natura 2000, a druhý, vyšší údaj je odhadem podle koncepce EECONET. Klíčová území jsou propojena *ekologickými koridory*, jež by měly sloužit k dálkové migraci organismů. V kon-



ceptu EECONET jsou převzaty vybrané biokoridory ÚSES nadregionálního významu. Způsob využívání půdy v ekologických koridorech musí být obzvláště regulován při územním plánování, neboť narušení těchto tras, např. výstavbou, by nevratně poškodilo jejich funkci. Pro účinnost liniových koridorů je třeba, aby se přiřadily k plošně nejrozsáhlejší části EECONET – k *zónám zvýšené péče o krajinu*, které izolují klíčová území a ekologické koridory od negativních vlivů zvenčí, zajišťují příznivé prostředí pro obnovu, možnosti pro „měkkou“ turistiku a rekreaci. V konceptu EECONET zahrnují přibližně 20–25 % státního území. Mezi chráněné hodnoty patří nejen hodnoty přírodní, ale i kulturní, které zasluhují společnou péči prostředky ochrany přírody i prostředky památkové péče. Vymezení zón zvýšené péče bylo převzato z tzv. územně technického podkladu zpracovaného v osmdesátých letech a opírá se především o koncentraci výskytu významných krajinných prvků (VKP) přírodního i kulturního charakteru. V budoucnu by tyto zóny měly být ztotožněny s přírodními parky, jejichž vyhlášení je za normální situace v kompetenci okresních úřadů.

Legislativní a projekční příprava projektu EECONET je v České republice na slušné úrovni, avšak realizace ÚSES poněkud zaostává. Nové územní plány a pozemkové úpravy jsou vytvářeny s ohledem na stávající i navrženou ekologickou síť, ale jen mizivé procento z nich vstoupilo v platnost územním rozhodnutím (Křivanec, 2000). Zatím většinou není splněn ani vstupní předpoklad – evidence vlastníků takto dotčených pozemků. Chybějící koncovka je nejčastěji kritizovaným bodem celého procesu.

Hájek, T. & K. Jech (eds.). 2000. *Téma pro 21. století – Kulturní krajina (aneb proč ji chránit?)*. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 243 p.

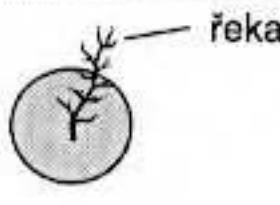
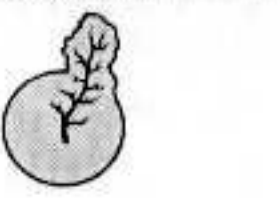


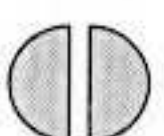

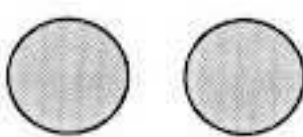

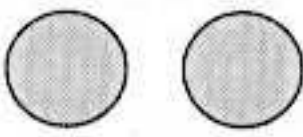
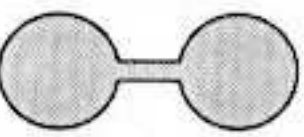
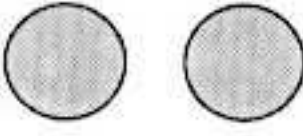
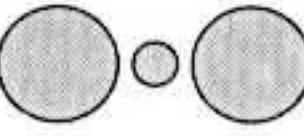
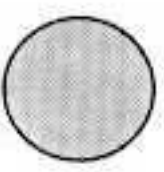



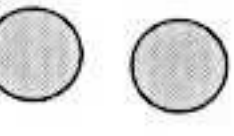
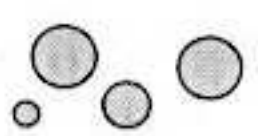
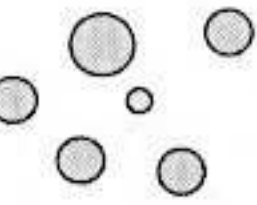
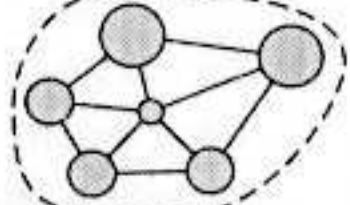

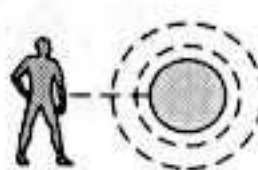
Křivanec, J. 2000. ÚSES – chybějící koncovka? *Ochrana přírody* 55 (7): 221.

Ačkoli byla většina parků a chráněných území získána a vytvořena víceméně náhodou podle dostupnosti peněz a pozemků, existuje dostatek ekologické literatury, která vysvětluje pravidla pro efektivní postup při navrhování chráněných území k ochraně biologické diverzity (obr. 4.6; Pressey et al., 1993; Shafer, 1990, 1997). Některá tato pravidla čerpají z modelu ostrovní biogeografie MacArthura a Wilsona (1967; kap. 2). Používají se při hledání odpovědí na následující klíčové otázky při navrhování rezervace:

1. Jak velká musí být přírodní rezervace, aby zajistila adekvátní ochranu druhů?
2. Je lepší vytvořit jednu rozsáhlou rezervaci, nebo několik menších?
3. Kolik jedinců ohroženého druhu musí být v rezervaci chráněno, aby se předešlo jeho vyhynutí?
4. Jaký tvar je pro přírodní rezervaci nejlepší?
5. Jestliže vzniká několik rezervací, měly by být blízko sebe, nebo od sebe vzdálené, měly by být jedna od druhé izolovány, nebo propojeny koridory?

Pravidla pro navrhování rezervací týkající se optimalizace ochrany přírodních zdrojů a biodiverzity jsou velmi významnými argumenty při diskusích se státní správou, obchodními společnostmi a soukromými vlastníky půdy, nicméně nepředstavují univerzální řešení. Je nutno varovat před používáním zjednodušených, příliš obecných postupů při navrhování chráněných území,

Obr. 4.6 Principy navrhování rezervací založené na základě teorie ostrovní biogeografie. Představte si, že rezervace jsou „ostrovy“ původních společenstev obklopených pevninou, která je neobyvatelná vlivem lidské činnosti, jako je zemědělství, pastevectví nebo průmyslová výroba. Aplikace těchto principů v praxi je stále zkoumána a diskutována, ale všeobecně jsou principy zobrazené vpravo považovány za vhodnější než principy zobrazené vlevo. (Shafer, 1997)

	Horší varianta	Lepší varianta
A	částečně chráněný ekosystém 	plně chráněný ekosystém 
B	menší rezervace 	větší rezervace 
C	rozdělená rezervace 	celistvá rezervace 
D	méně rezervací 	více rezervací 
E	izolované rezervace 	rezervace propojené koridory 
F	izolované rezervace 	„nášlapné kameny“ usnadňující migraci 
G	ochrana stejnorodého biotopu 	ochrana mozaiky různých biotopů (např. hory, jezera, lesy) 
H	nepravidelný tvar 300 ha rezervace 	pravidelný tvar rezervace (méně okrajových efektů) 100 ha jádro 300 ha rezervace 
I	pouze velké rezervace 	směs velkých a malých rezervací 
J	jednotlivě řízené rezervace 	oblastně řízené rezervace 
K	vyloučení lidí 	začlenění lidí; ochranná pásma 

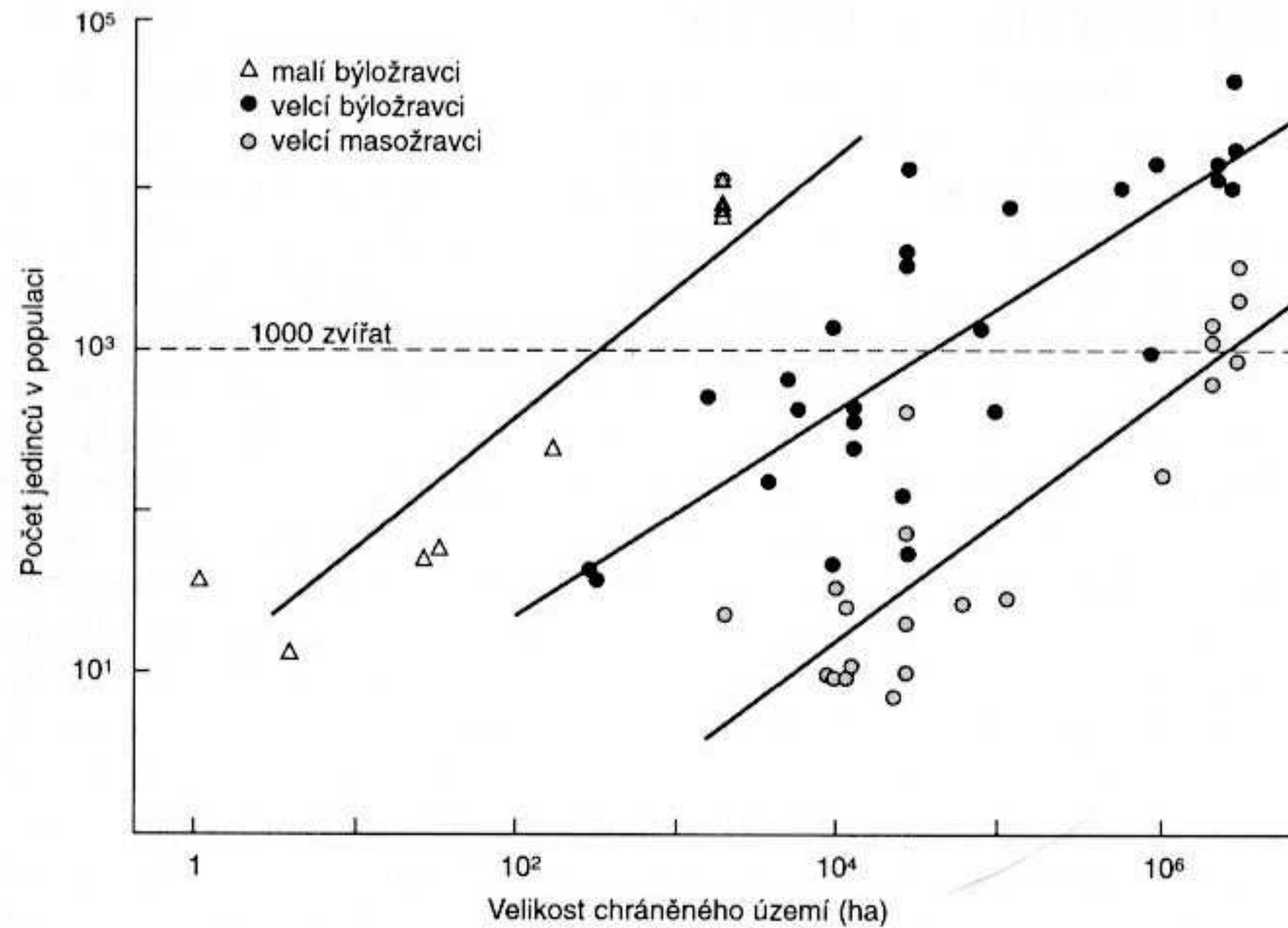
neboť každá situace v ochraně přírody vyžaduje zvláštní posouzení (Ehrenfeld, 1989). Navíc komunikace mezi vědci, kteří vytvářejí teorie o navrhování přírodních rezervací, a těmi, kteří ve skutečnosti nové rezervace navrhují, by měla přinést užitek všem (Prendergast et al., 1999). Z toho vyplývá, že pravidla pro navrhování rezervací mohou poskytovat užitečný základ pro vytvoření co nejlepšího chráněného území.

Velikost přírodních rezervací

Existovala rozsáhlá diskuse o tom, zda je druhové bohatství maximalizováno v jedné rozsáhlé přírodní rezervaci, nebo spíše v několika menších o stejné celkové rozloze (Diamond, 1975; Simberloff & Abele, 1982; Kindlmann, 1983; Soulé & Simberloff, 1986); v literatuře známá jako „SLOSS“ debata (single large or several small – jedna velká nebo několik malých). Jinak řečeno, je lepší vytvořit jednu rezervaci o rozloze 10 000 ha nebo čtyři rezervace o rozloze 2500 ha? Zastánci velkých rezervací tvrdí, že pouze velké rezervace mohou obsahovat dostatečný počet jedinců řídce se vyskytujících druhů s velkým areálem (jako jsou velcí masožravci), aby zajistily jejich dlouhodobé přežívání (obr. 4.7). Velká rezervace také minimalizuje tzv. okrajový efekt (viz níže), zahrnuje více druhů a má větší diverzitu biotopů než rezervace malá. Uvedené výhody vyplývají z teorie ostrovní biogeografie a byly demonstrovány na mnoha studiích živočichů a rostlin v rezervacích. Má to tři praktické důsledky: Za prvé, když se navrhuje nová rezervace, měla by být vytvořena na co největší rozloze, aby ochránila tolik druhů, kolik je jen možné. Za druhé, měly by být získány pozemky sousedící s chráněným územím pro zvětšení rozlohy rezervace. A konečně, jestliže si můžeme vybrat, zda vytvořit novou malou rezervaci, nebo novou velkou rezervaci v podobném typu biotopu, měli bychom se rozhodnout pro rezervaci velkou. Na druhé straně, jakmile rezervace přesáhne určitou velikost, počet nových druhů přibývajících se zvyšováním rozlohy se začne zmenšovat. V takové situaci může být vytvoření druhé velké rezervace opodál lepší strategií ochrany dalších druhů než připojení území k existující rezervaci.

Extrémní propagátoři velkých rezervací jsou toho názoru, že maloplošné rezervace by neměly být zřizovány, protože kvůli neschopnosti zajistit dlouhodobé přežití populací mají pro ochranné účely malou hodnotu. Jiní ochránci přírody tvrdí, že dobře situované maloplošné rezervace jsou schopné uchovávat větší rozmanitost typů biotopů a více populací vzácných druhů než jedno rozsáhlé území jednoho typu (Simberloff & Gotelli, 1984; Shafer, 1995). Také zřízení několika malých rezervací je možnou ochranou před nenadálým působením nemocí, požárů nebo zničením celé populace žijící v jedné velké rezervaci. Navíc maloplošné rezervace umístěné v blízkosti obydlených území představují skvělou možnost ekologické výchovy a existence středisek pro studium přírody a podporují tak dlouhodobé cíle ochrany přírody rozvíjením veřejného povědomí o důležitých problémech.

Obr. 4.7 Populační studie ukazují, že velké parky a chráněná území v Africe obsahují větší populace jednotlivých druhů než maloplošné rezervace; pouze největší rezervace mohou dlouhodobě udržovat životaschopné populace mnoha obratlovců. Každý symbol představuje jednu živočišnou populaci. Jestliže je velikost životaschopné populace 1000 jedinců (přerušovaná čára), bude k ochraně malých býložravců (např. zajáci, veverky) potřeba rezervace o rozloze více než 100 ha, k ochraně velkých býložravců (např. zebry, žirafy) více než 10 000 ha a k ochraně velkých masožravců (např. lvi, hyeny) alespoň milion hektarů. (Schonewald-Cox, 1983)



V současnosti se zdá, že při navrhování velikosti rezervace je nejlepší strategií přihlídnutí ke skupině uvažovaných druhů, dostupnosti pozemků a zvláštním okolnostem. Předpokládá se, že velkoplošné rezervace jsou schopné uchovávat více druhů díky větším velikostem populací a větší variabilitě stanovišť než rezervace malé. Nicméně dobře řízené maloplošné rezervace mají také svou hodnotu, zvláště při ochraně mnoha druhů rostlin, bezobratlých a malých obratlovců (Lesica & Allendorf, 1992; Schwartz, 1999). Často nemáme možnost výběru a musíme pečovat o druhy v malých rezervacích, protože další okolní pozemky nejsou dostupné. To je obvyklé v oblastech, které byly intenzivně osídleny a obhospodařovány po celá staletí, jako je Evropa, Čína a Jáva. Například Švédsko má 1200 maloplošných přírodních rezervací o průměrné velikosti 350 ha a maloplošné rezervace v Nizozemsku představují 30–40 % chráněných území (McNeely et al., 1994). Bukit Timah v Singapuru je příkladem malé izolované přírodní rezervace v městské oblasti, která poskytuje ochranu četným druhům. Tato lesní rezervace o rozloze 50 ha představuje 0,2 % z původního singapurského zalesněného území; byla

vyhlášena už roku 1860 a stále ještě chrání 74 % původní flóry, 72 % druhů ptáků a 56 % druhů ryb (Corlett & Turner, 1996).

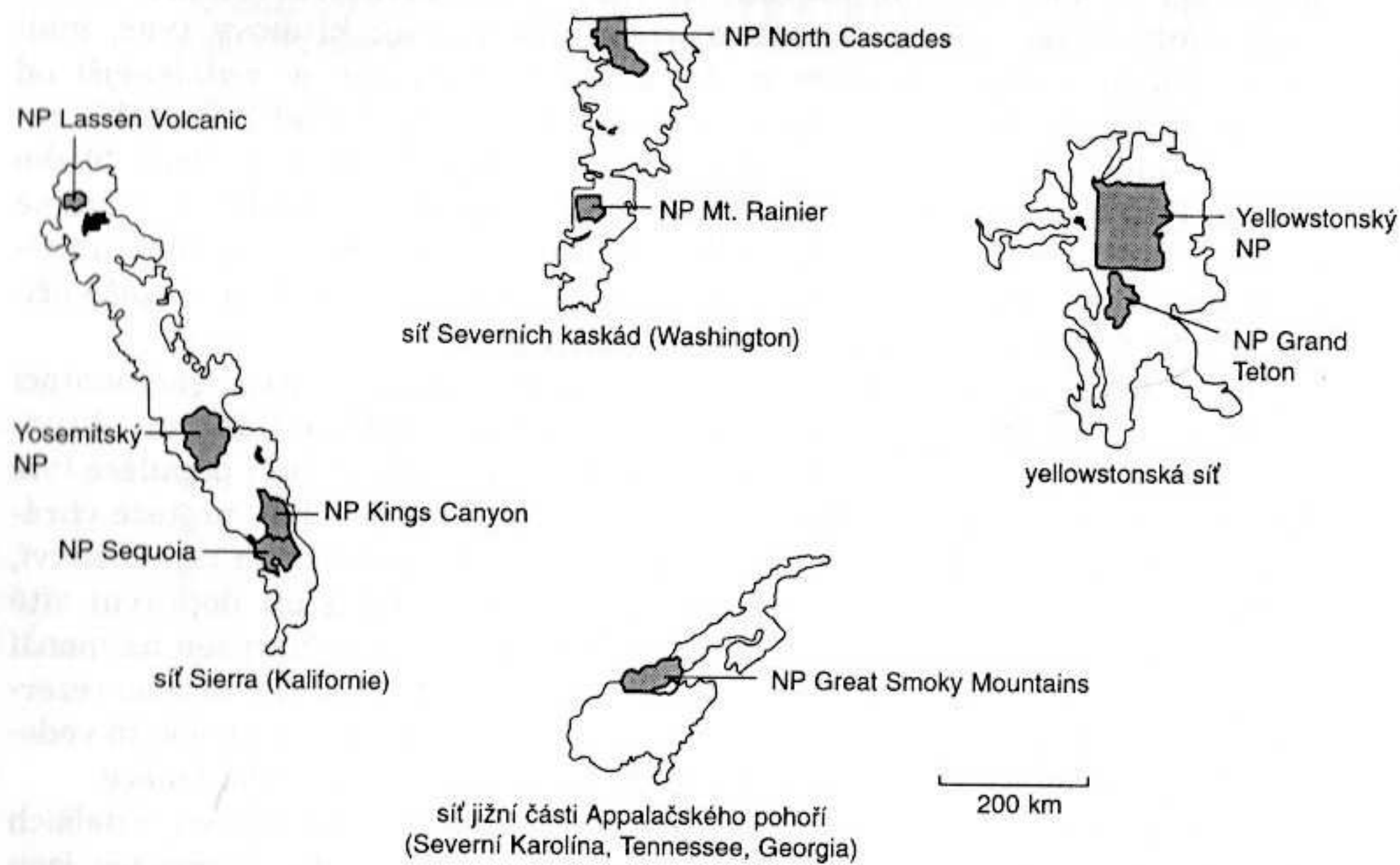
Minimalizace okrajových a štěpících efektů

Rezervace by měly být projektovány tak, aby se minimalizoval škodlivý **okrajový efekt** (edge effect). Chráněná území, která mají kruhový tvar, mají menší poměr okrajů ku ploše a střed takové rezervace je vzdálenější od okraje, než je tomu u rezervace stejné plochy, ale jiných tvarů. Protáhlé rezervace mají dlouhé okraje a všechny prostory rezervace se nalézají blízko okraje. Podobně čtvercová rezervace je lepším tvarem než obdélník o stejné rozloze. Tyto názory jsou však zřídka uplatňovány v praxi. Většina chráněných území má nepravidelný tvar, protože získání pozemků je dáno spíše příležitostmi než možnostmi výběru geometrického tvaru.

Pokud je to jen trochu možné, měli bychom se vyhnout vnitřní fragmentaci rezervací – cestami, ploty, hospodařením, kácením a dalšími lidskými aktivitami, neboť štěpení biotopů má velký negativní vliv na druhy i populace (viz kap. 2). Snahy o **fragmentaci** krajiny jsou často velmi silné, protože chráněná území často představují jediné pozemky nevyužívané pro zemědělství, průmysl a obytné plochy. Státní projektanti často umisťují dopravní sítě a další prvky infrastruktury do chráněných území, protože narážejí na menší odpor, než když si pro své projekty vyberou soukromé pozemky. Mnoho rezervací v blízkosti měst bývá křížováno cestami, železnicemi a elektrickým vedením, které rozdělují velká území do výsečí jako díly nakrájeného koláče.

Existují strategie shlukování maloplošných přírodních rezervací a dalších chráněných území do velkých chráněných bloků. Přírodní rezervace jsou často zasazeny v mozaice většího území sloužícího k dobývání zdrojů, jako jsou mýtní lesy, pastviny nebo zemědělská půda. Jestliže lze začlenit ochranu biologické diverzity jako druhořadou prioritu do managementu těchto produkčních pozemků, pak mohou být do plánů péče o přírodu a krajinu zahrnuty větší oblasti a tím sníženy projevy fragmentace (obr. 4.8). Péčí o krajinu ve větším měřítku lze také chránit více rozmanitých druhů a stanovišť. Kdekoli je to možné, měly by být populace vzácných druhů řízeny jako velké metapopulace, aby se usnadnil tok genů a migrace mezi populacemi (Soulé & Terborgh, 1999). Spolupráce mezi státními a soukromými vlastníky půdy je zvláště důležitá v rozvinutých příměstských oblastech, kde je často mnoho malých, izolovaných rezervací pod kontrolou nejrůznějších státních agentur a soukromých organizací (Kohm & Franklin, 1997). Jeden takový příklad představuje Chicago Wilderness Project, na němž spolupracuje 34 organizací, včetně místní a národní správy, soukromých ochránářských organizací, občanských sdružení, zoologických zahrad a muzeí, které se snaží chránit více než 56 000 ha vysokostébelných stepí, mokřadů a lesních porostů v metropolitním Chicagu (Yaffee et al., 1996).

Obr. 4.8 Národní parky (šedé plochy) často sousedí s dalšími státními pozemky (bílé plochy), které jsou řízeny různými subjekty. Vláda USA spravuje rozsáhlé krajiny včetně národních parků, státních lesů a dalších federálních pozemků, které dohromady tvoří síť přírodních oblastí k uchování populací velkých, vzácně se vyskytujících divokých zvířat. Čtyři takové sítě jsou zde zobrazeny. Soukromé pozemky jsou vyznačeny černě. (Salwasser et al., 1987)



Kdykoli je to možné, měly by chráněné oblasti zahrnovat celé ekosystémy (jako povodí, jezera a horská pásma), protože ekosystém představuje nejvhodnější jednotku z hlediska managementu. Poškození nechráněné části může ohrozit zdraví celého ekosystému. Kontrola ekosystému jako celku umožňuje správcům chráněných území bránit jeho obsah mnohem účinněji proti vnějším negativním vlivům (Peres & Terborgh, 1995).

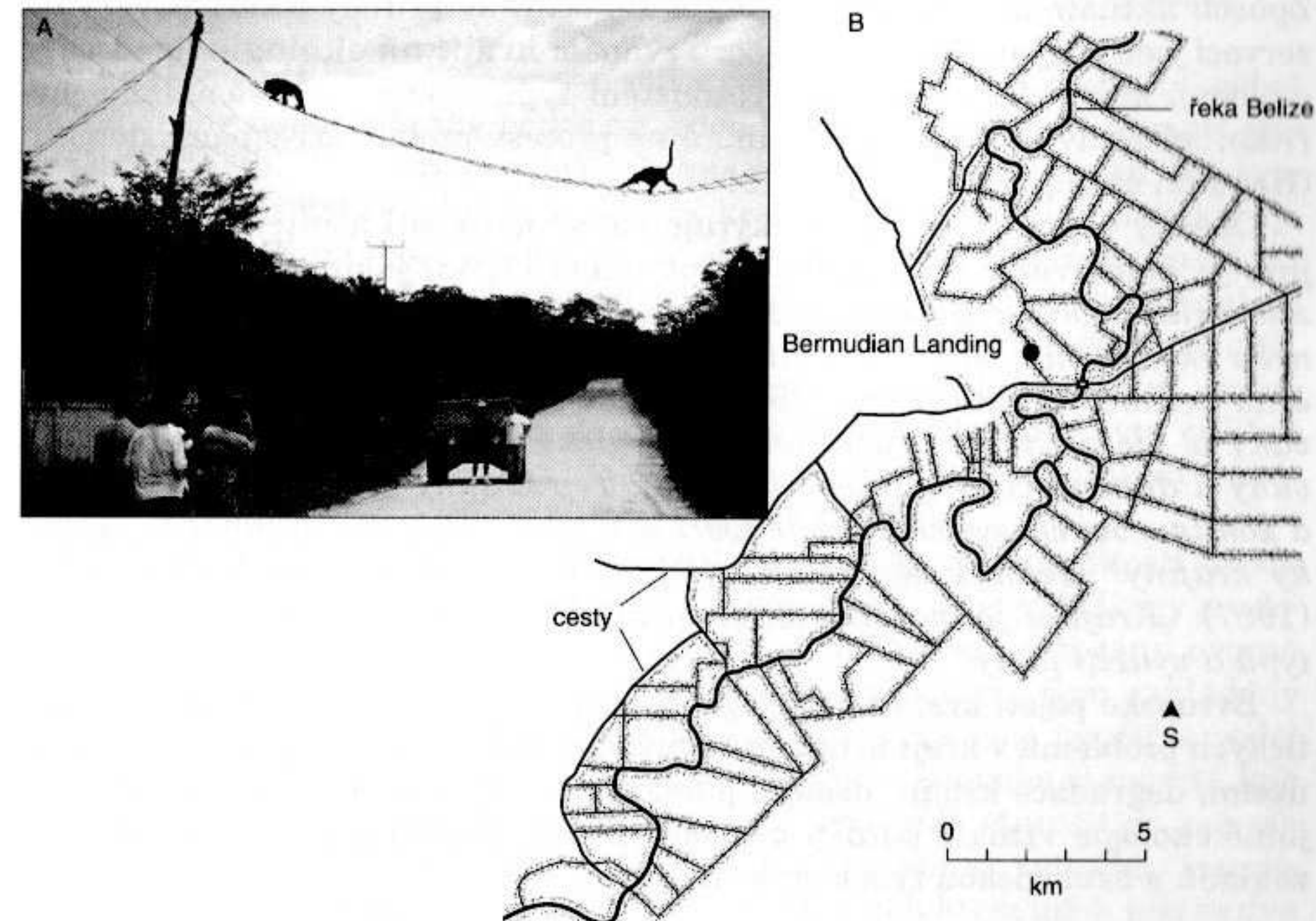
Biokoridory

Velmi zajímavým přístupem při řízení systémů přírodních rezervací se zdá propojování izolovaných chráněných území do jednoho velkého systému za pomoci **biokoridorů** (habitat corridors), pásů chráněných pozemků spojujících jednotlivé rezervace (Simberloff et al., 1992; Rosenberg et al., 1997). Takové biokoridory, nazývané také ochranné nebo migrační (conservation corridors, movement corridors), umožňují rostlinám a živočichům šířit se z jedné rezervace do jiné, napomáhají toku genů a kolonizaci vhodných míst (Beier & Noss, 1998). Přispívají také k ochraně živočichů, kteří sezonně migrují za potravou mezi

různými biotopy; jsou-li uvězněni v jediné rezervaci, mohou velice strádat. Tento princip byl v praxi použit při propojení dvou přírodních rezervací v Kostarice, národního parku Braulio Carillo a biologické stanice La Selva. Obě spojuje lesní koridor o rozloze 7700 ha, několik kilometrů široký a 18 km dlouhý, známý jako La Zona Protectora, který umožňuje nejméně 75 druhům ptáků migrovat mezi dvěma významnými chráněnými oblastmi (Bennett, 1999).

Koridory jsou samozřejmě velmi potřebné podél známých migračních cest. Například Kibale Forest Game Corridor byl zřízen roku 1926 na ochranu migrační cesty lovné zvěře; táhne se mezi národním parkem Kibale Forest a národním parkem Queen Elizabeth v Ugandě. V některých případech mohou migraci usnadnit také malé úseky původního biotopu ponechané mezi velkoplošnými chráněnými územími, které vytvářejí tzv. nášlapné kameny (stepping-stones). Ty jsou zvláště důležité pro tažné ptáky, kteří si potřebují odpočinout a nakrmit se. Tam, kde koridory už existují, by se měly chránit. Mnoho koridorů v současnosti existuje podél vodních toků a bývají biologicky významnými biotopy. Speciálně konstruované tunely, propusti, mosty a cesty umožňují savcům, plazům a obojživelníkům šíření mezi stanovišti (obr. 4.9).

Obr. 4.9 A. Vzdušné mosty umožňují vřešťanům *Alouatta pigra* překonat silnice a průrvy v lesích. Tyto mosty se staly populární podívanou pro turisty. (R. P. Horwich a J. Lyon) B. Společnost Baboon Sanctuary ve středoamerickém státě Belize se pokouší zachránit síť lesních koridorů (tečkované plochy) podél řeky Belize a mezi poli, aby se zachovala populace vřešťanů a další volně žijící živočichové.



Příkladem biokoridorů ve velkoplošném měřítku je Wildlands Project, který navrhuje propojení všech velkoplošných chráněných území v USA pomocí biokoridorů a tím vytvoření systému, který by umožnil velkým a v současnosti ubývajícím savcům koexistovat s lidskou civilizací.

Ačkoli koridory představují přitažlivou strategii ochrany přírody, mají také své stinné stránky. Mohou usnadnit pohyb škodlivých druhů a přenos nemocí, takže jedno ohnisko se může rychle rozšířit do všech napojených přírodních rezervací a způsobit vyhynutí všech populací vzácného druhu. Živočiškové šířící se koridory bývají také vystaveny většímu riziku, protože lidští lovci i zvířecí dravci se často stahují k využívaným stezkám. Více faktů však podporuje užitečnost ochranných biokoridorů, i když každý případ by se měl posuzovat individuálně.

Všechny tyto teorie o navrhování rezervací byly tvořeny především s ohledem na suchozemské obratlovce, vyšší rostliny a velké bezobratlé. Aplikace těchto představ na vodní přírodní rezervace, kde mechanismy šíření většinou neznáme, vyžaduje další výzkum. Různé země v karibské a pacifické oblasti aktivně vytvářejí chráněná mořská území. Celý karibský ostrov Bonaire je chráněným mořským parkem, kde se ekoturistika vyvinula v hlavní hospodářské odvětví.

Krajinná ekologie a projektování chráněných území

Způsob aktuálního využití krajiny, teorie ochrany přírody a navrhování rezervací jsou spojeny ve vědním oboru zvaném **krajinná ekologie** (landscape ecology), který zkoumá způsob rozmístění typů biotopů v regionálním měřítku, jeho vliv na distribuci druhů a na procesy probíhající v ekosystémech (Hansson et al., 1995; Forman, 1995).

Obecný pojem „krajina“ poskytuje různé možnosti a interpretace. Krajina je definována Formanem a Godronem (1986) jako „heterogenní část zemského povrchu složená ze skupiny vzájemně se ovlivňujících stanovišť nebo ekosystémů, které se v ní podobným způsobem opakují“ (obr. 4.10). Jiná definice (Fanta orig., 1999) popisuje krajinu jako „otevřený, integrovaný a hierarchicky uspořádaný ekologický systém, specificky strukturovaný a dimenzovaný v prostoru a čase. Typ krajiny je definován výskytem a konfigurací ekosystémů, které tvoří základní strukturní a funkční jednotky krajiny.“ Jednoduše, avšak výstižně definoval krajinu Urban et al. (1987): „Krajina je mozaika heterogenních krajinných forem, vegetačních typů a využití půdy.“

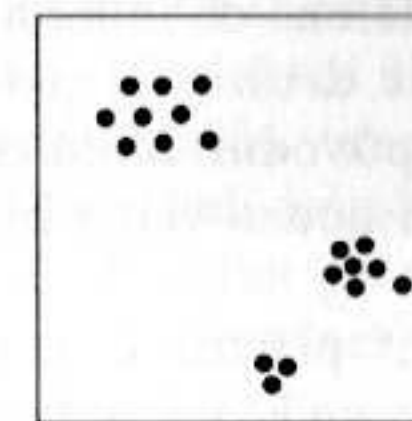
Evropské pojetí krajinné ekologie bylo tradičně zaměřeno na řešení praktických problémů v krajině (staleté využívání krajiny, přelidněnost některých území, degradace krajin, územní plánování). Americko-kanadské pojetí krajinné ekologie vzniklo později a soustředilo se na propracování teoretických základů a ekologickou typologii krajiny.

Obr. 4.10 Na ukázce čtyř typů krajiny je vidět, jakým způsobem vznikají z interakcí mezi krajinnými prvky opakující se vzory v krajině. Krajinná ekologie se zaměřuje spíše na takovéto interakce než na konkrétní typy stanovišť. (Zonneveld & Forman 1990)

A. Krajina s rozptýlenými ploškami

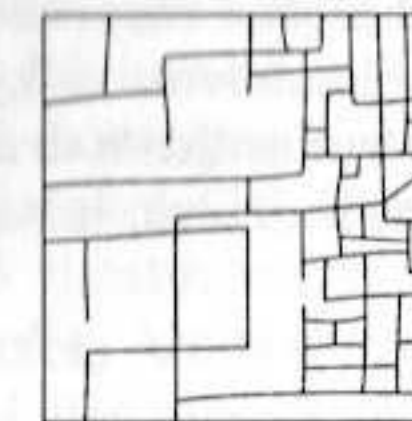


mýtiny v lese

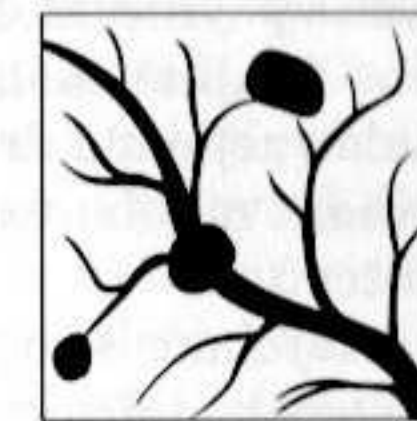


skupiny stromů na poli

B. Krajina se síťovými prvky

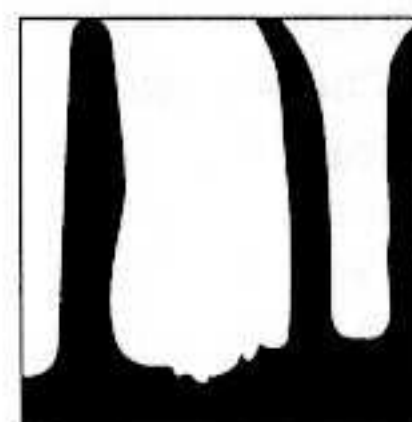


síť cest uvnitř velké plantáže



říční síť s mnoha přítoky

C. Krajina s prolínajícími se prvky

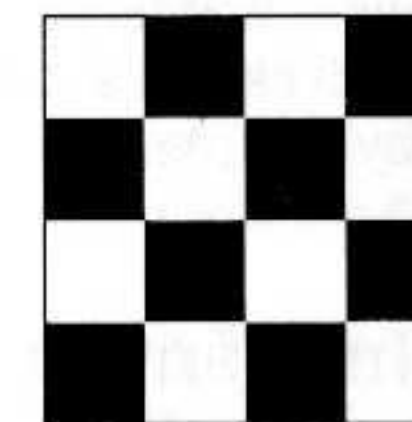


přítoky vtékající do jezera

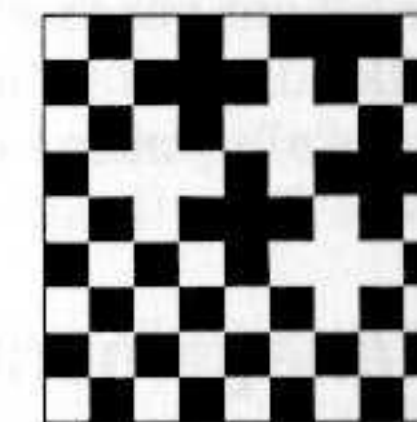


rozhraní střídavě těžného lesa a louky

D. Krajina se šachovnicovou strukturou



pěstování různých plodin na polích



uspořádání parcel v obytné zástavbě

Krajinná ekologie hraje významnou roli v ochraně biologické diverzity, neboť mnohé druhy nejsou vázány pouze na jeden biotop, ale pohybují se mezi stanovišti nebo žijí v hraničních oblastech, kde se dva biotopy setkávají. Pro tyto druhy je prostorová skladba a struktura krajiny v regionálním měřítku vysoce důležitá. Přítomnost a hustota mnoha druhů jsou ovlivněny velikostí strukturních prvků a stupněm jejich propojení. Například velikost populace vzácného živočišného druhu bude rozdílná ve dvou 100hektarových parcích, z nichž jeden je tvořen střídavou šachovnicí ze sta jednohektarových plošek polí a lesů, a druhý šachovnicí ze čtyř 25hektarových ploch. Tyto odlišné vzory krajiny mají rozdílné vlivy na mikroklima (vítr, teplota, vlhkost a světelnost), přemnožení škůdců a způsoby migrace živočichů.

Orgány ochrany přírody se často kvůli zvýšení počtu a rozmanitosti živočichů snaží zvýšit krajinnou variabilitu v řízené oblasti. Jsou vytvářeny a udržovány louky a pole, drobné houštiny, v malé míře jsou pěstovány ovocné stromy a plodiny, malé plochy lesa jsou periodicky káceny, jsou zakládány malé rybníky a nádrže, mnoho stezek a polních cest se vine napříč a podél všech ploch. Výsledkem je rezervace transformovaná do mnoha stanovišť, kde se vyskytuje spousta přechodových zón, tzv. **ekotonů** (transition zones). Jedna učebnice řízení ochrany přírody dokonce nabádá k „vytváření co největšího množství okrajů“, neboť „život v přírodě je produktem míst, kde se dva

biotopy stýkají“ (Yoakum & Dasmann, 1971). Také druhová diverzita je silně vázána na počet okrajů, a to nezávisle na měřítku studia.

Cíl ochránců přírody však nespočívá pouze v zahrnutí co největšího počtu druhů do přírodních rezervací, ale také v ochraně těchto druhů, často ohrožených vyhynutím. Maloplošné rezervace rozdělené do mnoha jednotek ve zhuštěné krajině mohou obsahovat velký počet druhů, pravděpodobně to však budou zejména druhy ruderální a druhy nepůvodní. Malá rezervace může postrádat mnoho vzácných druhů, jež osídlují pouze velké bloky neporušených biotopů.

Abychom se vyhnuli tomuto „lokálnímu“ přístupu, je potřeba posuzovat biologickou diverzitu na úrovni celé krajiny, ve které se velikost jednotlivých krajinných prvků mnohem snáze přiblíží přirozeným složkám krajiny bez lidského vlivu (Grumbine, 1994b; Noss & Cooperrider, 1994). Alternativou k vytváření miniaturní krajiny rozmanitých biotopů v maloplošném měřítku je propojení všech rezervací v oblasti do regionálního systému tak, aby tvořily velké územní jednotky. Některé z nich by pak měly být dostatečně velké, aby ochránily vzácné druhy, které nejsou schopné tolerovat lidské zásahy.

Management chráněných území

Jakmile je chráněná oblast oficiálně založena, musí být účinně řízena, aby si udržela svou biologickou rozmanitost. Tradiční názory, že „příroda ví nejlépe“ a že existuje „přírodní rovnováha“, vedou občas k závěru, že biodiverzita se nejlépe rozvíjí bez lidských zásahů. Realita je však často velmi odlišná. V mnoha případech lidé pozměnili životní prostředí natolik, že zbývající druhy a společenstva potřebují lidskou intervenci, aby vůbec přežily (Spellerberg, 1994; Sutherland & Hill, 1995; Halverson & Davis, 1996).

Ve světě jsou časté „papírové rezervace“, které byly založeny nějakým vládním nařízením, ale v praxi nejsou účinně řízeny. Tyto rezervace postupně – někdy však velmi rychle – ztrácejí druhy a kvalita jejich biotopů se snižuje. V některých zemích lidé klidně hospodaří, kácejí a těží v chráněných územích, protože věří, že státní půda patří „všem“, každý si může vzít cokoli chce a nikomu se nechce do toho zasahovat.

Rezervace je nezbytné občas aktivně řídit, aby se zabránilo jejich degradaci. Nejúčinněji o ně pečují obvykle tam, kde správci rezervací využívají poznatky získané výzkumnými programy a mají dostatek finančních prostředků na realizaci plánů péče. V některých zemích, zvláště v evropských státech jako např. Velká Británie, byla zájmová území, jako jsou lesy, louky a živé ploty, přetvářena lidskou činností po několik staletí a dokonce tisíceletí. Tato území podporují velkou druhovou diverzitu jako výsledek tradičního způsobu obhospodařování pozemků, který musí být zachován, pokud mají druhy přežít.

Je však také pravda, že „nicnedělání“ je někdy nejlepším managementem; řídicí opatření jsou někdy neúčinná nebo dokonce škodlivá. Například aktivní péče o zvýšení počtu lovné zvěře, např. jelenů, často spočívala v eliminaci šelem, jako jsou vlci a pumy. Odstranění vrcholových dravců může způsobit přemnožení lovné zvěře (a také hlodavců). Výsledkem je nadměrné spásání, degradace stanovišť a zhroucení živočišných a rostlinných společenstev. Jedle v lesích České republiky byla v roce 1991 zastoupena pouhým 1 % jedinců, ačkoli v přirozeném prostředí kdysi tvořila okolo 16 % jedinců. Obnova jedlových porostů v NP Šumava je značně limitována okusem vysokou zvěří. V současné době je srnčí populace parku plně kontrolována populací rysa, nicméně stavy jelenů, kteří tvoří asi jen 12 % potravy rysa, se musí vzhledem k absenci svých vrcholových dravců (vlků) nadále uměle redukovat. Příliš nadšení správci chráněných území, kteří odstraňují spadané stromy a houštiny, aby „vylepšili“ vzhled rezervace, mohou nevědomky odstranit podstatný zdroj, který určité živočišné druhy potřebují k hnízdění a přezimování. V mnoha rezervacích je součástí ekologických procesů také oheň. Pokusy o kompletní potlačení požárů jsou nákladné a nepřirozené, někdy dokonce vedou k rozsáhlým nekontrolovaným požárům – takové se objevily v Yellowstone národním parku v roce 1988.

Mnoho příkladů dobré správy chráněných území pochází z Velké Británie, kde existuje dlouhá tradice vědeckých pracovníků a dobrovolníků úspěšně monitorujících a spravujících maloplošné rezervace, jako jsou třeba přírodní rezervace Monks Wood a Castle Hill (Peterken, 1996). Na těchto místech se detailně studují vlivy různých pastevních metod (ovce nebo skot, extenzivní nebo intenzivní pastva) na populace planých rostlin, motýlů a ptáků. Na sympoziu nazvaném Vědecké řízení živočišných a rostlinných společenstev za účelem jejich ochrany (Duffey & Watt, 1971) zakončil Michael Morris z Monks Wood svůj příspěvek slovy: „Neexistuje žádný univerzálně správný, nebo špatný způsob řízení přírodních rezervací... vhodnost jakékoli metody managementu se musí vztahovat k záměrům péče o dané konkrétní místo. ... Výsledky vědeckého řízení lze aplikovat pouze v případě, že byly formulovány cíle managementu.“

Mnohé státní orgány a ochránářské organizace jasně definovaly ochranu vzácných a ohrožených druhů jako jednu ze svých nejvyšších priorit a tím zdůvodňují různá omezení lidské činnosti. Například písečné duny, mokřady, slaniska a podmáčené poldry zvláště chráněné oblasti Waddenzee v Nizozemsku jsou domovem největší koncentrace ptáků v severozápadní Evropě. Tyto cenné mokřady Ramsarské úmluvy poskytují zázemí k hnízdění, přezimování a odpočinku 6–12 milionům ptáků ročně. Přestože je celá oblast pod silným tlakem turistického ruchu, vojenských aktivit, rybaření a vodních sportů, byla dána přednost ochraně biotopů. Velké oblasti jsou spravovány jako státní nebo soukromé přírodní rezervace s přísným stupněm ochrany a s vyloučením lidské přítomnosti (obr. 4.11).

Obr. 4.11 Travnaté duny na pobřeží Severního moře a podmáčené poldry v nizozemské oblasti Waddenzee, které poskytují hnízdní biotopy ohromnému množství ptáků, jsou extrémně zranitelné vůči vyrušování ptáků při hnízdění lidmi, což je jev typický pro hustě navštěvované rekreační oblasti. Je zapotřebí vhodných opatření, aby se minimalizoval vliv lidské přítomnosti na ptačí populace. (Foto J. Jersáková)



Významným aspektem managementu rezervací je monitorování klíčových složek spojených s biodiverzitou, jako je úroveň vodní hladiny v rybnících, počet jedinců vzácných a ohrožených druhů, hustota bylin, křovin, dřevin a data, kdy se migrující zvířata v rezervaci objevují a kdy ji opouštějí. Přesné typy sbíraných informací závisí na cílech řízení chráněného území. Monitoring umožňuje správcům stanovit nejen zdravotní stav rezervace, ale také napoví, které řídicí postupy fungují a které ne. Se správnými poznatky mohou správci přizpůsobit management tak, aby zvýšili pravděpodobnost úspěchu péče o chráněná území.

Světové centrum monitorování ochrany přírody ve spolupráci s UNESCO provedlo v roce 1990 průzkum 89 míst světového dědictví, aby zjistilo problémy spojené s jejich řízením (WRI/IUCN/UNEP, 1992). Nejzávažnějšími problémy Oceánie (Austrálie, Nový Zéland a tichomořské ostrovy) jsou introdukované rostliny, zatímco v Jižní Americe a Africe patří mezi hlavní hrozby ilegální lov zvěře, vypalování, pastevectví a obdělávání půdy. Neadekvátní správa rezervací je typická pro rozvojové země Afriky, Asie a Jižní Ameriky. Největšími hrozbami pro rezervace ve vyspělých zemích jsou vnitřní a vnější ohrožení spojená s ekonomickými činnostmi, jako jsou těžba, kácení, zemědělství a vodohospodářské projekty. Ačkoli nám tyto všeobecné poznatky dávají určitou globální představu, jednotlivé rezervace mají své specifické problémy, jako jsou ilegální kácení a lov v mnoha rezervacích Střední Ameriky

nebo obrovské množství turistů tisíců se v létě v evropských a amerických národních parcích.

Management biotopů

Rezervace by měly být účelně řízeny, aby zajistily udržení a ochranu širokého spektra druhů a biotopů (Richards et al., 1999). Mnoho druhů se vyskytuje pouze v určitém biotopu, nebo dokonce jenom v jeho určitém sukcesním stadiu. Vyhlášením území za chráněnou oblast se může značně změnit způsob jeho narušení a využití lidmi, takže druhy dříve v něm nacházené nemusí přežít. Přírodní narušení, včetně požárů, pastvy a padlých stromů, jsou klíčovou složkou pro určité vzácné druhy. V maloplošném chráněném území nemusí být zastoupena všechna sukcesní stadia a mnoho druhů zde proto může chybět; např. v izolované rezervaci s převládajícími starými stromy mohou chybět charakteristické druhy počátečních stadií bylin a křovin. Správci chráněných území musí někdy aktivně řídit svěřená území, aby zajistili přítomnost všech sukcesních stadií. Běžným způsobem je například opakované zakládání lokalizovaných a kontrolovaných požárů travních porostů, křovin a lesů pro to, aby se obnovil proces sukcese. Například mnoho jedinečných planých rostlin na Nantucket Island poblíž Massachusettského pobřeží se vyskytuje na malebných vřesovištích. Tato vřesoviště bývala udržována pastvou ovcí, nyní však musí být opakovaně po několika letech vypalována, aby se zabránilo nástupu dřevin (duby a borovice) a stínících keříčků (obr. 4.12A). Obdobný typ managementu je používán i na rozsáhlých vřesovištích ve Skotsku a v Polsku. Vřesoviště pokrývající dunové oblasti Nizozemska nejsou vzhledem k vysoké hustotě obyvatel v okolí rezervací vypalována, ale používá se metoda zvaná „sod cutting“ neboli odstranění svrchní části půdy. Touto metodou se odstraňuje stará biomasa vřesu a opadu, která přispívá k eutrofizaci prostředí a úbytku druhů specializovaných na živinami chudé prostředí. Doplňujícím managementem je pravidelná extenzivní pastva ovcí a poníků. V některých rezervacích se k udržení otevřené vegetace využívá kosení nebo pastva dobytka. Typ a načasování managementu pomáhají také v odstraňování nepůvodních druhů, které invadují na úkor původních druhů (Weiss, 1999). Jindy jsou části chráněných území ponechány téměř bez lidského zásahu, aby poskytovaly podmínky vyžadované klimaxovými druhy (obr. 4.12B). Například určitý druh střevlíka se vyskytuje pouze v mýtních porostech boreálních lesů a zcela vymizel z území obhospodařovaného systémem holosečí (Niemela et al., 1993).

Mokřady. Management mokřadů je nezbytný pro uchování populací vodních ptáků, ryb, obojživelníků, vodních rostlin a mnoha dalších druhů (Moyle & Leidy, 1992). Mokřady jsou často mezi sebou propojeny, a proto manipulace s úrovní vodní hladiny a kvalitou jednoho místa má vliv i na jiné oblasti.

Obr. 4.12 Péče o přírodu: aktivní, nebo pasivní management.
 A. Vřesoviště v chráněné oblasti Nantucket Island (Massachusetts) je pravidelně vypalováno, aby se udržel charakter otevřené vegetace, podpořily se planě rostoucí rostliny a další vzácné druhy. (Foto Jackie Sones, Massachusetts Audubon Society)



B. Někdy management spočívá v udržování absolutně minimálního narušování člověkem. Tento starý porost v Olympic National Forest ve státě Washington je výsledkem mnohaleté nedotčenosti. (Foto Thomas Kitchin, Tom Stack a kolektiv)

Rezervace se mohou stát z hlediska vodních zdrojů přímými konkurenty zavlažovacích projektů, systémů kontroly záplav a přehrad v místech, jako je např. záplavová oblast Indie a floridské bažiny Everglades (Holloway, 1994). Správci chráněných území musí být politicky obratní a výkonní při styku s veřejností, aby zajistili mokřadům přísun vody potřebné k jejich existenci.

Vzácné druhy. Potřebu obhospodařování biotopů pro uchování populací vzácných druhů ilustruje rezervace Crystal Fen na severu amerického státu Maine, kde roste množství vzácných druhů rostlin (Jacobson et al., 1991). Zdánlivé vysychání slatiniště (typ vlhké louky s akumulací organické hmoty) a nárůst dřevin, jež byly některými biology přičítány na vrub vybudování železnice v roce 1893 a odvodňovacího příkopu v roce 1937, vedly ke zvýšení zájmu o slatinné společenstvo a vznikla obava, že by mohlo zaniknout. Následující přesné studie s pomocí letecké fotografie, historie vegetace a datování fosilních zbytků z rašelinných vrstev však ukázaly, že k vysychání ve skutečnosti nedochází, a naopak vybudování železničního náspu umožnilo mokřadu, aby vlivem nedostatečného odtoku vody v oblasti expandoval. Slatiniště se také rozšířilo na území devastovaná požáry způsobovanými projíždějícími lokomotivami.

Dnes je toto velké území hlavně výsledkem lidské činnosti. Vybudování odvodňovacího kanálu a pokles požárů po zavedení diesellových lokomotiv umožňují návrat vegetace do původního stavu. Jestliže je však cílem managementu zachování současného rozsahu slatiniště a populací vzácných druhů, pak jsou nezbytné řídicí praktiky, jako je periodické vypalování, odstraňování dřevin a manipulace způsobu odvodnění.

Základní zdroje. Řízení chráněných území by mělo usilovat o záchranu a uchování klíčových zdrojů, na nichž závisí mnoho druhů (viz kap. 1). Pokud není možné zachovat tyto základní zdroje neporušené, lze učinit pokusy o jejich rekonstrukci. Například v řečištích lze vybudovat umělé tůňe, které by umožnily výměnu vodních zásob. Klíčové zdroje by mohly být v řízených chráněných územích případně rozmnoženy, aby se zvýšily populace druhů, jejichž počet klesá. Například pěstováním ovocných stromů a vytvářením umělých rybníků se udrží v menším chráněném území vyšší hustota druhů obratlovců, než jaká by odpovídala jejich rozšíření v neporušených biotopech. Dalším příkladem je nabízení hnízdních budek ptákům při nedostatku suchých stromů s hnízdními dutinami. Tímto způsobem lze zachovat životaschopnou populaci vzácného druhu, jež by bez takových zásahů byla příliš malá na to, aby přežila. Vždy je nutné najít zlatou střední cestu mezi zřizováním přírodních rezervací bez lidských zásahů a vytvářením polopřirozených zahrad, ve kterých jsou rostliny a živočichové závislí na lidech.

Správa chráněných území a místní obyvatelé

Využívání krajiny lidmi je skutečnost, která musí být zohledněna při navrhování chráněných území. Lidé byli ve skutečnosti součástí všech světových ekosystémů po tisíce let a jejich vyloučení z přírodních rezervací může mít nepředvídatelné následky (Kramer et al., 1997). Například květnaté louky Čech, Moravy a dalších zemí střední Evropy, na nichž často najdeme početné populace terestrických orchidejí a jiných vzácných bylin, byly vytvořeny

a jsou uměle udržovány člověkem – bez něj by byly postupným působením sukcese vytlačeny společenstvy klimaxových lesů, původních pro naše území.

Vyloučení aktivit místních obyvatel v chráněných územích může být nutností, jsou-li přírodní zdroje ovlivněny do té míry, že je ohrožena integrita společenstev. Takové situace mohou vzniknout přečerpáním přírodních zdrojů, třeba při nadměrné pastvě dobytka, nepřiměřeném sběru palivového dříví nebo lovu se zbraněmi. V případě zmíněných květnatých luk k tomu může dojít při nadměrné pastvě a následné erozi, což se již stalo např. v mnohých silně vypásaných lučních společenstvech na Slovensku.

K degradaci těchto stanovišť však může dojít i v důsledku tzv. nicnedělání. Příkladem jsou mnohá společenstva podmáčených luk v údolích potoků a řek v Čechách. Tato společenstva nebyla v poslední době obhospodařována, protože se tu nedala použít těžká technika, ani neskýtala vysoké výnosy. Vlivem jejich polohy v údolích se však v těchto stanovištích často koncentrují splachy z okolních intenzivně obhospodařovaných polí. Původní společenstva vzácných rostlin (mnohé vstavače, vachta apod.) jsou tak sukcesně zatlačována agresivními nitrofilními druhy.

Je vhodné pokusit se nalézt kompromis vždy ještě před vyhocením situace – omezit pasení, případně zajistit kosení dotacemi i za předpokladu, že bez dotací je ekonomicky nevýhodné.

Využití chráněných území místními obyvateli, případně návštěvníky, musí být nedílnou součástí každého plánu péče jak v rozvinutých, tak v rozvojových zemích (Wells & Brandon, 1992; Western et al., 1994; Kothari et al., 1996). Lidé, kteří tradičně využívali produkty přírodní rezervace a najednou nemají na dané území přístup, mohou trpět ztrátou základních zdrojů potřebných k jejich životu. Budou pak pochopitelně rozzlobeni a znechuceni a v takovém postavení nebudou ochotni podpořit zájmy ochrany přírody. Mnoho rezervací prosperuje, nebo je devastováno podle toho, jakou podporu, opomíjení nebo zneužívání skýtají místní obyvatelé. Je-li účel chráněného území srozumitelně vysvětlen místním usedlíkům a jestliže většina obyvatel souhlasí se záměry a respektuje pravidla rezervace, pak si území lépe uchová svá přirozená společenstva. Ve většině fungujících scénářů se místní lidé účastní plánování a řízení rezervace, jsou školeni a zaměstnáváni správou rezervace a mají z ochrany biodiverzity a regulace aktivit v rezervaci prospěch. V Čechách jsou třeba místní rolníci motivováni ke správnému managementu chráněných luk dotacemi od státu.

Na opačném konci stojí špatné vztahy a nedůvěra mezi místními lidmi a státní správou, je-li účel rezervace nedostatečně objasněn; místní usedlíci mohou pojetí rezervace odmítat a ignorovat její opatření (Brandon et al., 1998). V takovém případě se ke škodě rezervace dostávají do konfliktů s jejími zaměstnanci.

Stále více se ukazuje, že začlenění místních lidí je podstatným článkem mnoha řídicích strategií ochrany přírody. „Top-down“ strategii, na jejímž zá-

kladě se státní správa snaží zavádět plány péče, je potřeba sjednotit s „bottom-up“ programy, pomocí kterých vesnice a další místní skupiny formulují své vlastní rozvojové cíle (Clay, 1991) a naplňují je. Jak konstatovali Lewis et al. (1990):

„Můžeme se poučit z minulých neúspěchů ochrany přírody v Africe, především z toho, že ochrana přírody uskutečňovaná pouze státní správou bude mít pravděpodobně omezený úspěch, zvláště v zemích se slabou ekonomikou. Místo toho ochrana přírody řízená občany společně s nadřízenou výkonnou a dozorčí rolí státu by mohla podpořit lepší spolupráci mezi státem a místními obyvateli, kteří využívají zdroje rezervace. To pomůže snížit náklady na uplatňování zákonů a zvýší tak částky použitelné na jiné stránky péče o chráněná území; lze podpořit potřeby nejen ochrany přírody, ale i místní komunity. Takový přístup navíc navrací místním lidem hlubší smysl tradičního vlastnictví a odpovědnosti za tyto zdroje. Přesvědčivý důkaz, že takové partnerství je možné, musí být ještě ukázán, a je proto více teoretický než praktický.“

Organizace Spojených národů pro vědu a vzdělávání (UNESCO) zavedla takový přístup v programu *Člověk a biosféra* (MAB). V jeho rámci byly vytyčeny stovky biosférických rezervací na celém světě pro integraci lidských aktivit, výzkumu, ochrany přírodního prostředí a turistiky v dané oblasti (obr. 4.13A; box 5.4; Batisse, 1997). Pojetí biosférických rezervací spočívá v jádrovém území, ve kterém jsou biologická společenstva a ekosystémy přísně chráněny, obklopeném ochranným pásmem, ve kterém jsou tradiční lidské činnosti – jako sběr rákosu, léčivých bylin a palivového dříví – monitorovány a je prováděn nedestruktivní výzkum. Na ochranné pásmo navazuje přechodová zóna, v níž jsou povoleny některé metody udržitelného rozvoje (jako maloplošné hospodaření), spolu s dobýváním některých přírodních zdrojů (jako selektivní kácení) a možností experimentálního výzkumu (obr. 4.13B). Tato obecná strategie obklopení jádrových chráněných území ochrannými a přechodovými zónami může mít několik žádoucích projevů. Za prvé, uspořádání může povzbudit místní obyvatele k podpoře záměrů chráněného území. Za druhé, lze takto uchovat určité žádoucí rysy krajiny vytvořené lidskou činností. A za třetí, ochranné pásmo může usnadnit šíření živočichů a tok genů mezi vysoce chráněnými jádrovými částmi a přechodovým a nechráněným kulturním územím.

Správci mořských rezervací se také snaží najít rovnováhu mezi potřebami ochrany přírody a rozvojem oblasti (Scott, 1999). V mnoha částech mořských rezervací je zakázán rybolov, aby se zregenerovaly populace ryb a dalších organismů (obr. 4.14) v naději, že jedinci z těchto chráněných území se budou šířit do obhospodařovaných oblastí a obnoví poškozené a zničené populace. V jiných rezervacích se dosahuje rovnováhy zájmů pomocí zonace, kde mají určité činnosti prioritu. Například území mořského parku Ningaloo u západního pobřeží Austrálie je rozděleno do tří správních kategorií: chráněná zóna,

Okolí chráněných území

Podstatnou součástí ochranné strategie musí být ochrana biologické diversity mimo chráněná území stejně tak jako v nich. Jak prohlásil David Western, dřívější ředitel Kenya Wildlife Service (1989): „Jestliže neumíme ochránit přírodu vně chráněných území, nepřežije z ní mnoho ani uvnitř.“ Nebezpečí spoléhání se pouze na parky a rezervace spočívá ve strategii, kdy společenstva a druhy jsou v rezervaci tvrdě chráněny, zatímco mimo ni jsou volně ponechány využití. Jestliže jsou znehodnocena území obklopující rezervace, poklesne zároveň i biologická diverzita uvnitř rezervací, s nejzávažnějšími ztrátami druhů u rezervací maloplošných (tab. 4.5). Tento pokles lze očekávat proto, že mnoho druhů musí migrovat přes hranice rezervace, aby si získalo přístup ke zdrojům, které rezervace nemůže nabídnout sama. Navíc počet jedinců jakéhokoli druhu uvnitř hranic rezervace může být nižší, než je minimální velikost životaschopné populace.

Život v přírodě vně afrických parků

Množství divoké zvěře žijící mimo africké parky pomáhá objasnit význam udržování biologické diversity mimo chráněná území. Východoafrické země jako Keňa jsou známé díky velkým divoce žijícím druhům, které žijí v jejich národních parcích. Tyto parky tvoří základ cenného ekoturistického průmyslu. Navzdory jejich věhlasu žijí přibližně tři čtvrtiny ze 2 milionů velkých zvířat na území Keni v oblastech mimo tyto parky a sdílejí tak pastviny s domácím dobytkem (Western, 1989). Pastviny v Keni zabírají 700 000 km², což činí okolo 40 % rozlohy státu. Mezi dobře známé druhy, které se především vyskytují vně parků, patří žirafy (89 %), antilopy impala (72 %), zebry Grévyho (99 %), antilopy losí (73 %) a pštrosi (92 %). Pouze nosorožci, sloni a pakoň hřivnatí se nacházejí převážně uvnitř parků; nosorožci a sloni se zde

Tab. 4.5 Předpokládaný pokles druhů velkých býložravců v afrických parcích po vyhubení volně žijících zvířat v okolí parků v důsledku zemědělství, lovu, pastvy a dalších lidských aktivit.

Národní park	Rozloha v ha (x 1000)	V případě vyhubení zvěře v okolí parků		
		Současný stav počet druhů v parku	počet přeživších druhů	% přeživších druhů
Serengeti, Tanzanie	1450	31	30	97
Mara, Keňa	181	29	22	76
Meru, Keňa	102	26	20	77
Amboseli, Keňa	39	24	18	75
Samburu, Keňa	30	25	17	68
Nairobi, Keňa	11	21	11	52

Zdroj: Western & Ssemakula, 1981

soustřeďují, protože pytláci hledající slonovinu, rohy a kůže prakticky zlikvidovali externí populace těchto zvířat. Velcí býložravci vyskytující se v parcích se často sezonně pasou mimo ně; mnoho z nich by nepřežilo, kdyby žili omezení plotem parku, nebo kdyby je pytláci v okolí a rozvoj zemědělství donutili zůstat uvnitř parků.

V Keni, Zambii, Zimbabwe a dalších sousedních zemích se vytváří nová politika vlády, která by umožnila vesnickým komunitám a vlastníkům půdy profitovat přímo z přítomnosti velké lovné zvěře na nechráněných pozemcích (Lewis, 1995; Western, 1997). S pomocí mezinárodních nadací byly vytvořeny podmínky pro ekoturistiku – včetně pěší turistiky, fotografování, kanoistiky a safari na koni. Tam, kde je území dostatečně zaplněno zvířaty, je občas za vysoké poplatky povolen trofejní odlov. Tento příjem je rozdělen mezi místní komunitu a státní správu; v některých případech jsou maso a kůže z loveckých expedic prodávány, aby se navýšily společné příjmy. Pokud tyto programy poběží, udrží si komunity díky ziskům silnou motivaci k ochraně volně žijící zvěře a prevenci pytláctví.

Nejznámějšími programy jsou CAMPFIRE v Zimbabwe a ADMARE v Zambii (Getz et al., 1999). Programy jsou očividně úspěšné v tom, že umožňují kombinaci ochrany přírody a rozvoje komunit, ale byly také kritizovány skupinami bojujícími za práva zvířat kvůli tomu, že povolují trofejní lov. Mimo to jsou také závislé na stálých subvencích dárců a nadací, kdy pouze malé procento finančních prostředků se skutečně dostane až přímo do vesnic. Když vnější podpora ustane, programy většinou skončí, což indikuje slabost lokální ekonomiky, nestabilitu ekoturistického průmyslu a neúčinnost vládních programů.

Strategie úspěchu

I podle neoptimističtějších předpokladů zůstane více než 90 % pevniny mimo chráněná území. Jak ukázal příklad divoké přírody v Africe, strategie slučující lidské potřeby a zájmy ochrany přírody v nechráněných oblastech jsou nejdůležitějšími předpoklady pro úspěšnost ochranných plánů (Redford & Richter, 1999).

Většina pozemků mnoha zemí se nikdy nestane součástí chráněných území, a proto se vždy bude mnoho vzácných druhů vyskytovat mimo chráněné oblasti. V USA se více než jedna třetina druhů uvedených na seznamu Zákona o ohrožených druzích vyskytuje výhradně na soukromých pozemcích a více než polovina uvedených druhů se na nich objevuje převážně. Strategie ochrany přírody, podle které jsou soukromí vlastníci půdy vychováváni a povzbuzováni k ochraně vzácných druhů, a dokonce určitým způsobem kompenzováni, jsou zřejmým klíčem k dlouhodobému přežití mnoha druhů. Vládní programy pro ohrožené druhy v mnoha státech informují stavitele silnic a vývojové projektanty o lokalitách vzácných druhů a pomáhají jim modifikovat

jejich plány tak, aby nedošlo k poškození těchto nalezišť. Lesní porosty, které jsou výběrově káceny v dlouhodobém těžebním cyklu nebo jsou využívány k tradičnímu střídavému obhospodařování malým počtem farmářů, si mohou uchovávat značné procento své původní bioty (Thiollay, 1992; Chapman et al., 2000). Většina ptačích druhů Malajsie se stále ještě vyskytuje v deštných lesích, ve kterých se před 25 lety započalo se selektivní těžbou, protože sousední nenarušený les slouží jako zdroj kolonizace. Značnou biodiverzitu lze také uchovat pomocí tradičních zemědělských systémů a lesních kultur. Mnoho mokřadních druhů ptáků se snadno adaptuje na obživu na zaplavených rýžových polích. Dobře prostudovaným příkladem jsou stíněné kávovníkové plantáže, na kterých se pěstují kávovníky pod různými druhy stromů vytvářejícími stín (Roberts et al., 2000). Tyto plantáže se vyznačují velkou diverzitou ptactva a hmyzu, která je někdy srovnatelná s přilehlými přirozenými lesy.

Původní druhy mohou často přežít v nechráněných územích, která byla ponechána ladem nebo rezervována pro nějaký jiný účel, který není pro ekosystém škodlivý. Příkladem nejvýznačnějších přírodních území v obhospodařované krajině jsou bezpečnostní pásma v okolí státních a vojenských staveb. Zachované cenné biotopy se v České republice vyskytují v místech vojenských prostorů a bývalých hraničních pásem, kam byl za vlády komunistů zakázán přístup a kde byla potlačena veškerá lidská činnost (box 4.7). Ačkoli stavby přehrad, rezervoárů, kanálů a prohlubování den rybníků ničí a poškozují vodní společenstva, jsou některé druhy schopny adaptace na změněné podmínky, zvláště pokud voda není znečištěna. V ústích řek a moří, která jsou využívána pro komerční rybolov, zbývá mnoho původních druhů, protože hospodářské druhy vyžadují chemicky a fyzikálně nenarušené prostředí stejně jako druhy hospodářsky nevýznamné.

Oblasti, které nejsou chráněny zákonem, si mohou udržovat biologickou rozmanitost díky tomu, že mají velmi nízkou hustotu osídlení a malé využití. Ve zmíněných příhraničních oblastech ČR, ale i třeba v demilitarizovaném pásmu mezi Severní a Jižní Koreou, žije vysoký počet divoké zvěře, neboť tyto oblasti zůstaly nerozvinuté a neosídleny. Horské oblasti jsou často příliš strmé a nepřístupné na to, aby mohly být využity. Tyto oblasti jsou často státem řízeny jako ceněná povodí z hlediska nepřetržitých dodávek vody a prevence záplav, mimoto poskytují domov přírodním společenstvům. Rovněž pouštní společenstva mohou být méně ohrožena než jiná nechráněná společenstva, neboť pouštní oblasti se považují za okrajové pro lidské osídlení a využití.

V mnoha částech světa si bohatí jedinci zakoupili rozsáhlé pozemky pro výstavbu svých nemovitostí nebo pro soukromý lov. Tyto soukromé pozemky jsou většinou využívány pouze extenzivně, často s úmyslem udržet v nich velké populace divoké zvěře. Některé pozemky v Evropě, které vlastnily a po staletí chránily královské rodiny, si uchovaly jedinečné starobylé lesní porosty.

BOX 4.7 Příroda vojenských újezdů a bývalého pohraničního pásma

V bývalém komunistickém Československu měla ochrana přírody paradoxně ještě jednoho pomocníka, který pomáhal zachovat některá území a mimořádně cenné lokality v neporušeném stavu (a opět paradoxně ničil a devastoval území jiná). Tím pomocníkem byla armáda a pohraniční stráž. Zejména několik kilometrů široká zóna „železné opony“ vedoucí podél hranic s Bavorskem a Rakouskem dokonale konzervovala přírodu – od klimaxových smrčín a rašelinišť pohraničních hor a hřebene Šumavy, přes pralesovité bučiny Novohradských hor, třeboňské blatkové bory, lesní a hájovou vegetaci kaňonu Dyje až po jihomoravské panonské stepi na Mikulovsku a rozsáhlý komplex lužních lesů při soutoku Moravy a Dyje. Zóna „za dráty“ byla prakticky nepřístupná nejenom pro člověka, ale i pro větší zvířata, takže lesy zde mohly přirozeně zmlazovat (toto je zřetelně patrné např. v bučinách NPR Čerchovské hvozdy). V pohraničí byly v několika vlnách (od roku 1938) vysídleny a posléze i rozbořeny stovky vesnic a desetitisíce obyvatel odešly do vnitrozemí. Opuštěné plochy byly ponechány přirozené sukcesi, takže pozůstatky vesnic a obydlení dnes můžeme dohledat podle starých křížů, hřbitovů nebo vysazených ovocných stromů. Celkově pohraničí představuje jednu z nejzachovalejších a nejcennějších oblastí České republiky, o čemž svědčí i množství rezervací vyhlášených od roku 1990.

Poněkud jiným způsobem se vyvíjela příroda ve vojenských výcvikových prostorech. Ty byly na jedné straně uzavřeny a intenzivně využívány jen na menších plochách (např. dělostřelecká a raketová střelnice na Brdech nebo tankodrom v Doupovských horách), na druhé straně plošně devastovány (zejména prostory využívané sovětskou armádou VVP Ralsko a Mladá). Některé VVP byly po roce 1990 armádou opuštěny a předány do civilní správy (již zmíněné VVP Ralsko a Mladá, dále Dobrá Voda na Šumavě), jiné jsou využívány nadále (např. Boletický VVP k výcviku jednotek mezinárodního nasazení). VVP Dobrá Voda byl po demilitarizaci opět přičleněn k NP Šumava.

V našem nejstarším VVP Jince (založen již v roce 1926) se dokonce podařilo ve spolupráci s armádou uskutečnit komplexní přírodovědný průzkum a navrhnout několik nových rezervací. Paradoxně nejcennějším stanovištěm na Brdech jsou náhorní vřesoviště na dopadových plochách protkaná desítkami zavodněných kráterů se suchopýrem pochvatým a rosátkou okrouhlostou. Lokální požáry zde na rozlehlých plochách udržují vitální vřesoviště připomínající svým vzhledem skotské náhorní plošiny. Vhodným managementem je zde proto zachování stávajícího „bombového“ režimu.

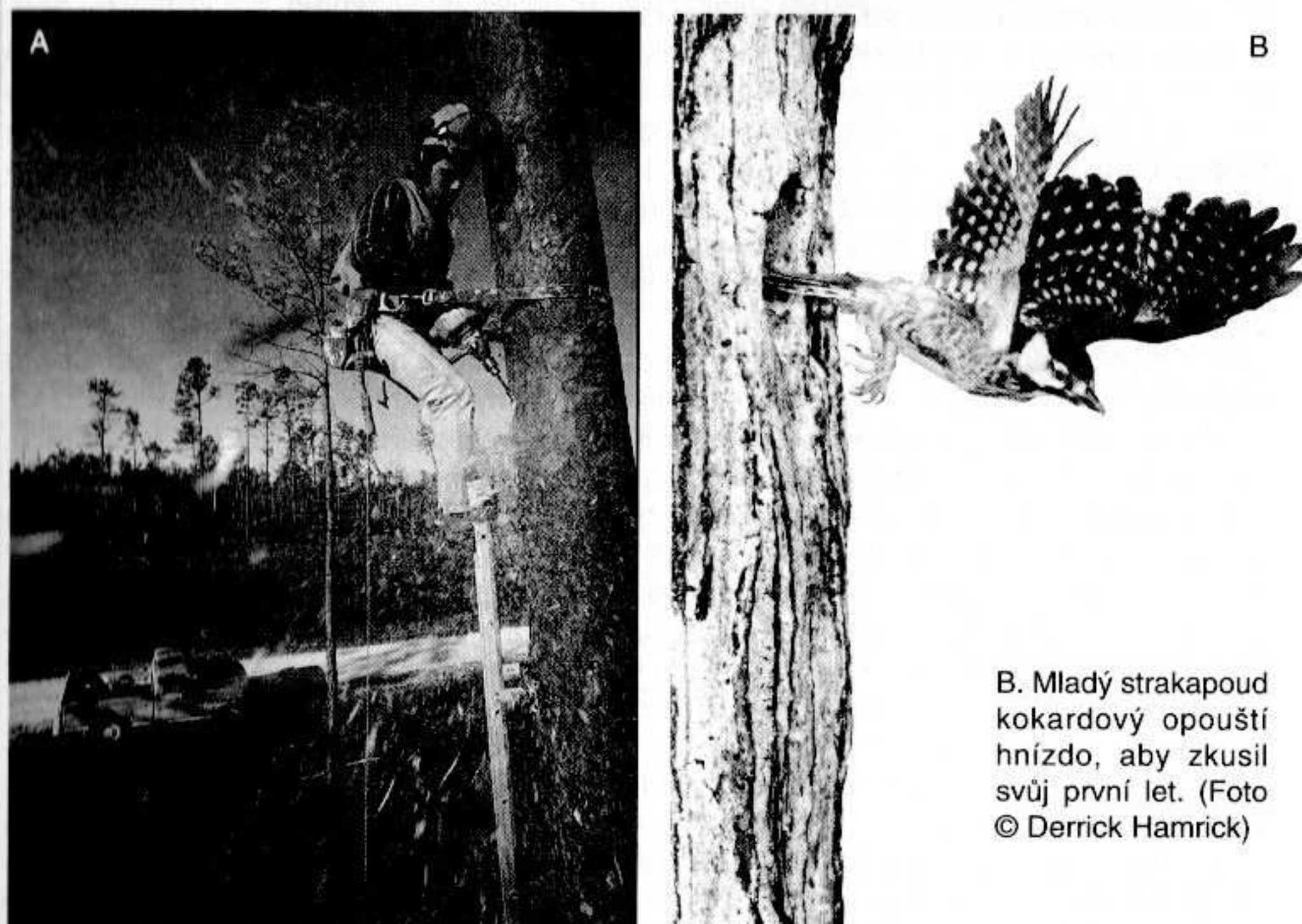
Kučera, T. & J. Guth. 1996. „Opustiš-li mne, nezahynu...“ Stabilizace přírodního potenciálu jižní části Českého lesa čtyřicet let po opuštění člověkem. *Ochrana přírody*, Praha, 51: 98–103.

Větvička, V., J. Husáková & J. Sádlo. 1992. *Terrae incognitae prohibita*. Vojenské výcvikové prostory a příroda. *Ochrana přírody*, Praha, 47: 35–40 a 67–71.

Velké části státní půdy jsou v mnoha zemích určeny k mnohostrannému využití. V minulosti to zahrnovalo kácení, těžbu, pastvu, zvířecí obory a rekreaci. Víceúčelové pozemky jsou stále více ceněny a udržovány kvůli své schopnosti chránit druhy, společenstva a ekosystémy (obr. 4.15; Noss & Cooperrider, 1994; Szaro & Johnston, 1996; Hunter, 1999; Donahue, 1999). Například ochrana biodiverzity byla zahrnuta do „ekologického lesnictví“, které bylo vytvořeno pro lesní komplexy na pobřeží Tichého oceánu v oblasti Pacific Northwest na území států Oregon a Washington (Kohm & Franklin, 1997; Carey,

Obr. 4.15 Borové lesy tvořené borovicí *Pinus palustris* v jihovýchodní části USA, zahrnující oblasti Jižní Karolíny, Severní Karolíny a Georgie, tradičně obhospodařuje U. S. Forest Service a těží zde stavební dříví. Nyní jsou porosty řízeně káceny tak, aby chránily ohroženého strakapouda kokardového (*Picoides borealis*) a skupiny starých stromů sloužících k hnízdění.

A. Silně těžené oblasti postrádají starší stromy s hnízdními dutinami, které strakapoud potřebuje; v řízených porostech jsou do stromů vyvrtávány umělé hnízdní dutiny.



B. Mladý strakapoud kokardový opouští hnízdo, aby zkusil svůj první let. (Foto © Derrick Hamrick)

2000). Tato metoda spočívá v tom, že se ponechá několik rozložitých živých, uschlých stojících a padlých stromů na místech holosečí, aby se vytvořila určitá strukturní složitost a vznikla útočiště pro živočichy během obnovy lesa. Vzácné druhy divoké zvěře mohou být zachovány i při mýcení lesních porostů po větších částech, jestliže zůstanou nedotčeny velké okolní plochy (Chapin et al., 1998).

Ekosystémový management

Pojem **ekosystémový management** (ecosystem management) popsal Grumbine (1994a) takto: „Ekosystémový management sjednocuje vědecké poznání rámcových hodnot a ekologických vztahů uvnitř sociálně-politického celku pro dosažení dlouhodobé ochrany celistvosti přirozených ekosystémů...“ Franklin (orig., 1997) stručně prohlásil, že „ekosystémový management je v podstatě takový způsob řízení ekosystému, který zajistí jeho udržitelnost“.

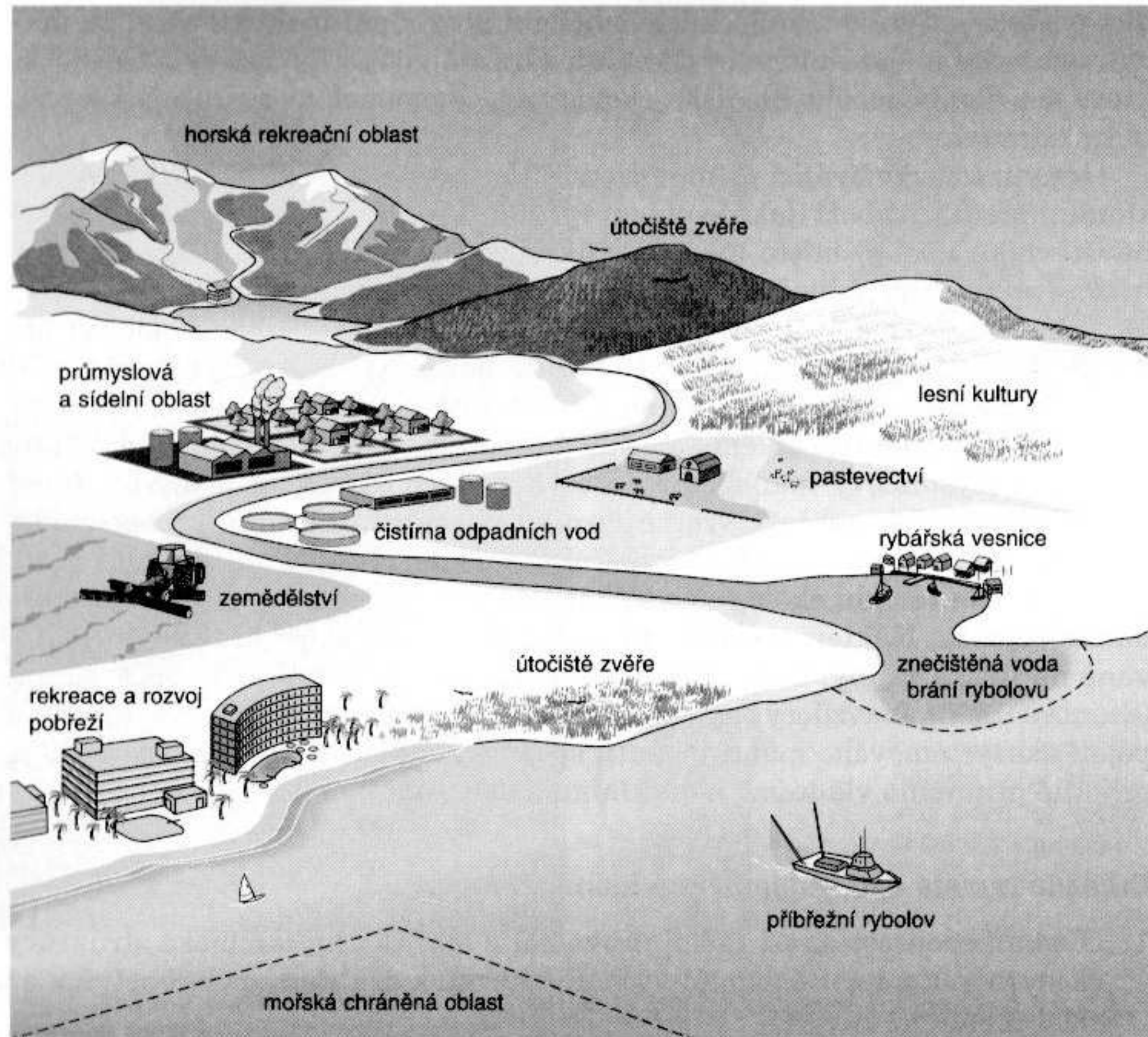
Upravená definice Yaffeeho (1999) popisuje ekosystémový management jako proces rozhodování na základě pochopení místních a regionálních znalostí o ekologických a sociálních procesech, funkcích, struktuře a složení a vztazích mezi nimi. Vytváří a v praxi používá krátkodobé či dlouhodobé řídicí postupy, které ovlivňují lidské chování a dynamiku ekosystémů za účelem uchování a obnovení ekosystémů a zároveň podporují rozvoj společnosti, který je z dlouhodobého hlediska ekologicky, ekonomicky, organizačně a politicky udržitelný.

Organizace využívající přírodních zdrojů jsou stále více motivovány k maximální produkci zboží (jako je objem vytěženého dříví) a služeb (jako je počet návštěvníků parku) místo toho, aby uvažovaly v širší perspektivě, která by zahrnovala ochranu biodiverzity a ekosystémových procesů (Christenson et al., 1996; Yaffee et al., 1996; Yaffee, 1999; Sexton et al., 1999; Poiani et al., 2000). Ekosystémový management předpokládá pro dosažení společných cílů spolupráci státních orgánů, soukromých ochrannářských organizací i vlastníků půdy. Například v rozsáhlém zalesněném povodí podél mořského pobřeží by se měl ekosystémový management dotýkat všech vlastníků a uživatelů, od vrcholů hor až k pobřeží, včetně lesníků, farmářů, ochrannářů, obchodních sdružení, městských obyvatel a rybářského průmyslu (Costanza et al., 1998; obr. 4.16). Ne všichni ekologové však akceptovali paradigma ekosystémového managementu. Někteří považují za nemožné změnit řídicí praktiky orientované na lidské zájmy, které vedou k přílišnému využívání přírodních zdrojů (Stanley, 1995). Navzdory chybějící všeobecné shodě mezi ekology je jasné, že pojetí ekosystémového managementu spojeného s postupy ochrany přírody je ochotně přijímáno vládními, obchodními a ochrannářskými skupinami.

Důležitá témata ekosystémového managementu

1. Hledání spojitosti mezi všemi úrovněmi a měřítky hierarchické struktury ekosystémů; např. od jednotlivých organismů k druhům, společenstvům až ekosystémům.
2. Zajištění existence životaschopných populací všech druhů, reprezentativních příkladů všech přírodních společenstev a sukcesních stadií a zajištění přirozených funkcí ekosystémů.
3. Monitorování významných složek ekosystémů (počet jedinců význačných druhů, vegetační kryt, kvalita vody apod.), shromažďování potřebných údajů a použití výsledků k úpravě řídicích postupů, což se někdy nazývá **adaptivní management** (adaptive management).
4. Změny zastaralých a nepružných metod a postupů orgánů péče o krajinu. Namísto nich prohloubení jejich spolupráce a propojení na místní, oblastní, národní a mezinárodní úrovni, podpora spolupráce a komunikace mezi státními a soukromými organizacemi.
5. Minimalizace vnějšího ohrožení ekosystémů a maximalizace trvale udržitelných zisků z toho odvozených.

Obr. 4.16 Na ekosystémovém managementu by se měly podílet všechny zúčastněné strany, které rozsáhlý ekosystém ovlivňují a užívají. V tomto případě je potřeba obhospodařovat povodí pro široké spektrum účelů, z nichž mnohé se navzájem ovlivňují. (Miller, 1996)



6. Poznání, že lidstvo je součástí ekosystémů a že lidské potřeby a hodnoty ovlivňují cíle managementu.

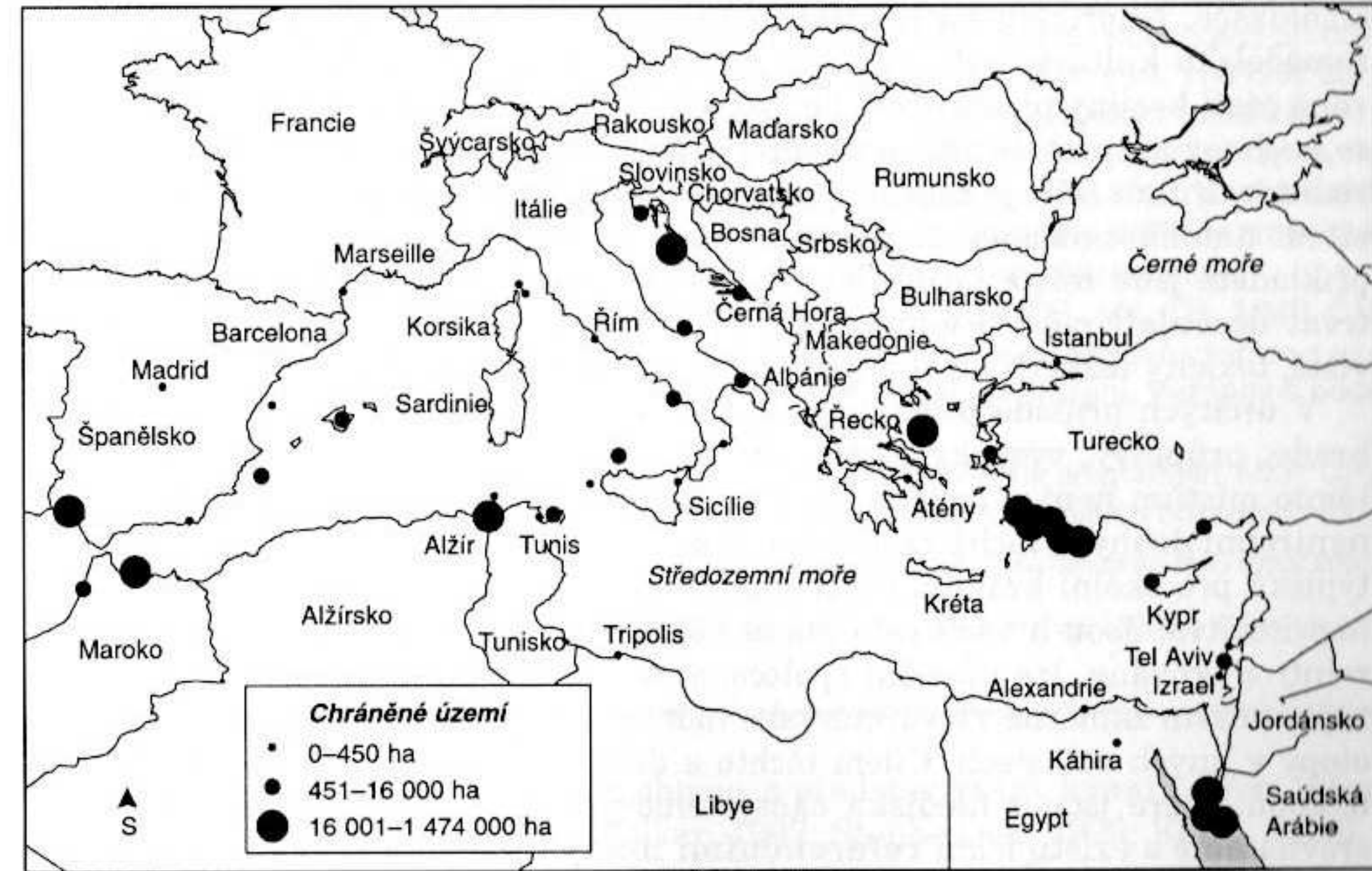
Jeden příklad ekosystémového managementu z USA představuje Malpai Borderlands Group, družstvo rančérů a místních vlastníků půdy, kteří aktivně spolupracují se státními orgány a ochranářskými organizacemi, jako je The Nature Conservancy. Vytvářejí síť vzájemné spolupráce napříč téměř 400 000 ha jedinečného pouštního biotopu podél hranice Arizony a Nového Mexika. Tato drsná oblast hor nazývaná Sky Islands je jednou z nejbohatších přírodních oblastí USA, kde žije mexický jaguár a mnoho dalších vzácných a ohrožených druhů. Mezi hlavní priority patří regulace nepůvodních travin pomocí vypalování, kontrola rozvoje sídel a začlenění výzkumu do plánů péče.

Logickou nadstavbou ekosystémového managementu je **bioregionální management** (bioregional management), při němž se úsilí soustřeďuje na rozsáhlé ekosystémy, jako je Karibské moře, Velký bariérový útes Austrálie nebo chráněné oblasti Střední Ameriky. Bioregionální přístup je zvláště vhodný pro souvislé a rozsáhlé ekosystémy, které překračují státní hranice. Například projektu Mediterranean Action Plan se účastní 15 zemí, které se snaží regulovat znečištění Středozemního moře a uchovat jeho biologickou ekologickou a ekonomickou hodnotu (obr. 4.17).

Ekologická obnova

Obnovování poškozených a degradovaných ekosystémů je významnou příležitostí pro aplikované ekology (Daily, 1995) a má velký význam pro rozšiřování a vylepšování současného systému chráněných území. **Ekologická obnova** (restoration ecology) je definována jako „plánovaná přeměna místa za účelem vytvoření definovaného původního historického ekosystému; smyslem tohoto procesu je dosažení struktury, funkce, diverzity a dynamiky cílového ekosystému“ (Society for Ecological Restoration, 1991).

Obr. 4.17 Země účastníci se Akčního plánu Středozemního moře (Mediterranean Action Plan) spolupracují při monitoringu, kontrole znečištění a koordinaci chráněných území. Hlavní chráněné oblasti podél pobřeží jsou vyznačeny černými body. (Miller, 1996)



Podklady k ekologické obnově poskytují výzkumy a vědecké studie, které zkoumají metody uskutečňování těchto obnov. Tento vědní obor vychází ze starších technologií, které obnovují ekosystémové funkce o známé ekonomické hodnotě – obnova mokřadů jako prevence záplav, kultivace těžených míst k zabránění půdní erozi, pastvinářství k zlepšení travních porostů, lesnictví k produkci užitkového dříví a ke zlepšení krajiny (Gilbert & Anderson, 1998). Bohužel tyto technologie někdy vytvářejí pouze zjednodušená společenstva, která nejsou schopna samostatné existence. Poté co se biologická diverzita stala významným společenským tématem, stalo se opětovné zakládání populací druhů a celých společenstev hlavním cílem projektů obnovy (box 4.8). V mnoha případech jsou podniky pomocí zákonů nuceny k rehabilitaci krajiny, kterou poškodily.

Ekosystémy mohou být poškozeny přírodními jevy, jako jsou požáry způsobené blesky, vulkány a bouře, ale s postupem sukcese se obvykle obnoví jejich původní biomasa, struktura společenstev, a dokonce i podobné druhové složení. Avšak některé ekosystémy poškozené lidskou činností jsou natolik degradovány, že jejich schopnost obnovy je silně omezena. Obnova ekosystému není pravděpodobná, pokud je destruktivní činitel stále přítomen. Například degradované savany v západní Kostarice a západní části USA nemohou regenerovat, dokud bude pokračovat nadměrné vypásání krajiny introdukovaným dobyt看em; nižší vypásání je klíčovým krokem pro nastartování obnovy (Fleischner, 1994). Obnovení je také nepravděpodobné v případě, že mnoho původních druhů bylo v širokém okolí vyhubeno, takže zde chybí zdroj kolonizace. Například na rozsáhlém území středozápadu USA, kde vznikly zemědělské kultury, byly vyhubeny préríjní druhy. Přestože některé izolované části krajiny přestaly být obhospodařovány, jejich původní společenstva se neobnovují, protože zde není zdroj semen ani kolonizujících živočichů původních druhů. Dále je regenerace nepravděpodobná, pokud bylo fyzické prostředí natolik změněno, že původní druhy nemohou na stanovišti přežít; příkladem jsou místa po těžbě, kde obnova přirozených společenstev může trvat desetiletí nebo dokonce staletí následkem narušení struktury stanoviště, toxicity těžkých kovů a nedostatečné zásoby půdních živin.

V určitých případech vznikají lidskou činností zcela nová prostředí: přehrady, průplavy, výsypky (obr. 4.18), skládky a průmyslové oblasti. Pokud těmto místům není věnována náležitá pozornost, osídlují je nepůvodní a synantropní druhy, z nichž vznikají společenstva, která jsou neproduktivní, netypická pro okolní krajinu, bezcenná z hlediska ochrany přírody a esteticky nepřitažlivá. Jsou-li však tato místa řádně ošetřena a jejich původní druhy reintrodukovány, lze původní společenstva úspěšně obnovit. Nová stanoviště jsou často záměrně vytvářena jako náhrada za poškozené nebo zničené biotopy v jiných oblastech. Cílem těchto a dalších snah o obnovu je vytváření biotopů, které jsou z hlediska ekosystémových funkcí a druhového složení srovnatelné s existujícími **referenčními místy** (reference sites). Srovnávací

BOX 4.8 Krajinotvorné programy ČR

Krajinotvorné programy jsou jednou z priorit MŽP ČR a jsou nástrojem ke konkrétním opatřením s přímým vlivem na zlepšování stavu krajiny, populací ohrožených druhů a stavu zvláště chráněných území. Programy vytvářejí předpoklady pro obnovení půdoochranných, protierozních, vodohospodářských a krajinotvorných funkcí a pro ochranu přírody včetně kulturního dědictví venkova.

Program revitalizace říčních systémů řídí MŽP ČR od roku 1992. Představuje opatření na vodních tocích, nádržích a jejich povodích, která vedou k postupné obnově a stabilizaci vodního režimu v krajině, jenž byl v minulosti narušen necitlivými zásahy a nevhodným způsobem hospodaření, a zároveň směřují k obnově a tvorbě prvků územních systémů ekologické stability vázaných na vodní režim. Těmito úpravami se zvyšuje nejenom retenční schopnost krajiny, ale i biologická rozmanitost a tím stabilita jednotlivých krajinových prvků i krajiny jako celku.

V rámci *Programu revitalizace říčních systémů* probíhají zejména následující revitalizační opatření (dotační tituly): revitalizace vodních toků včetně jejich koryt, revitalizace odvodňovacích soustav, revitalizace odstavených ramen vodních toků, zakládání a obnova břehových nebo doprovodných porostů, prvků systému ekologické stability a mokřadních ekosystémů, ochrana proti erozi, obnova a zakládání vodních nádrží apod. Poskytované finanční prostředky každoročně zajistí několik desítek revitalizačních akcí. Například v roce 1999 bylo realizováno 315 akcí, na které byl vydán příspěvek ze státního rozpočtu ve výši 400 mil. Kč.

Program péče o krajinu je společným programem MŽP ČR a MZe ČR. Byl vyhlášen v roce 1994 a klade si za cíl udržení, resp. obnovu kulturního stavu krajiny a její ekologické stability pomocí jednotlivých dotačních titulů. Dotační titul „údržba krajiny v kulturním stavu“ je zajišťován z prostředků MZe ČR a dílčí programy financuje MŽP ČR prostřednictvím Státního fondu životního prostředí. Ze SFŽP jsou podporována opatření k ochraně přírody a krajiny, která jsou prováděna nad rámec povinností vymezených zákonem č. 114/1992 Sb., zejména v péči o zvláště chráněná území, území s vysokým biologickým potenciálem, opatření k ochraně krajiny proti erozi, tvorby a údržby ÚSES, významných krajinových prvků, dřevin rostoucích mimo les, historických parků a zahrad a další akce. V roce 1999 bylo realizováno 1704 akcí v hodnotě 150 mil. Kč, přičemž hlavními žadateli byly právnické a fyzické osoby, obce, státní organizace, zájmové organizace, družstva a spolky.

Program obnovy vesnice je společným programem MŽP ČR, MK ČR, MMR ČR a MZe ČR, který je zaměřen na účast venkovského obyvatelstva při obnově vesnice s využitím místních tradic a aktivní spolupráce občanských spolků a sdružení. Významně podporuje tvorbu územních systémů ekologické stability.

Program drobných vodohospodářských akcí je společným programem MŽP ČR, MMR ČR a MF ČR, který dotuje výstavbu a rekonstrukci kanalizací a čistíren odpadních vod.

Směrnice MŽP ČR o poskytování finančních prostředků v rámci programu revitalizace říčních systémů v roce 2000. MŽP ČR 2000.

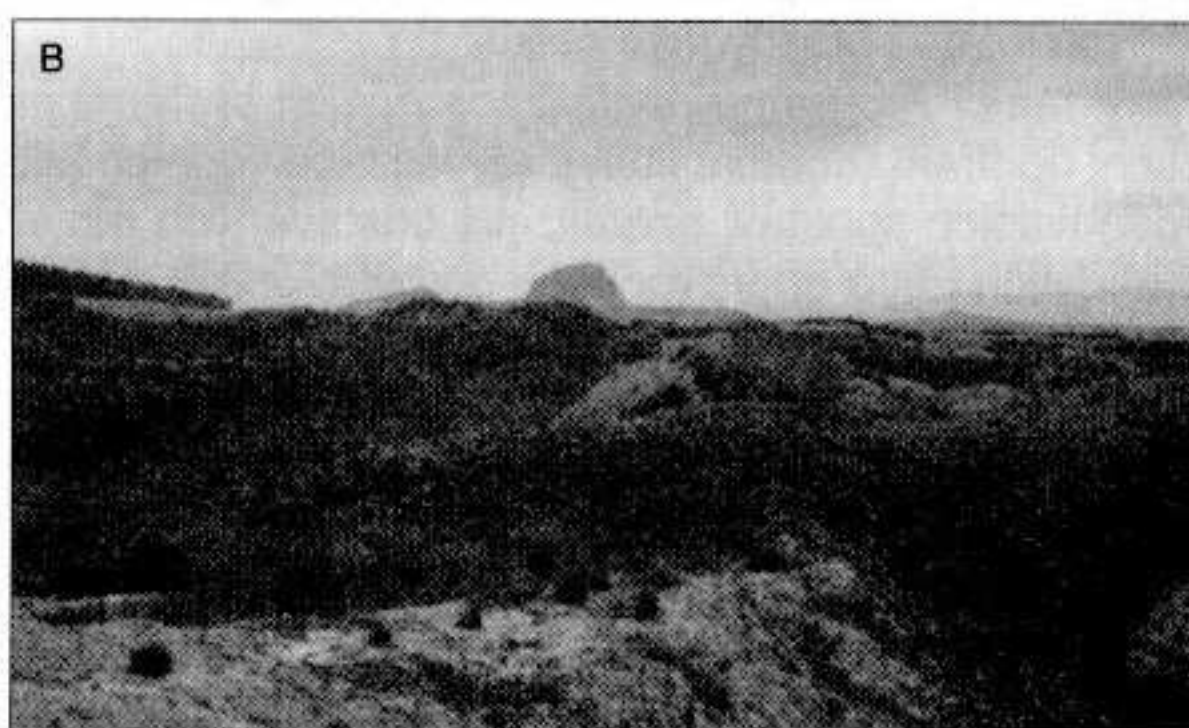
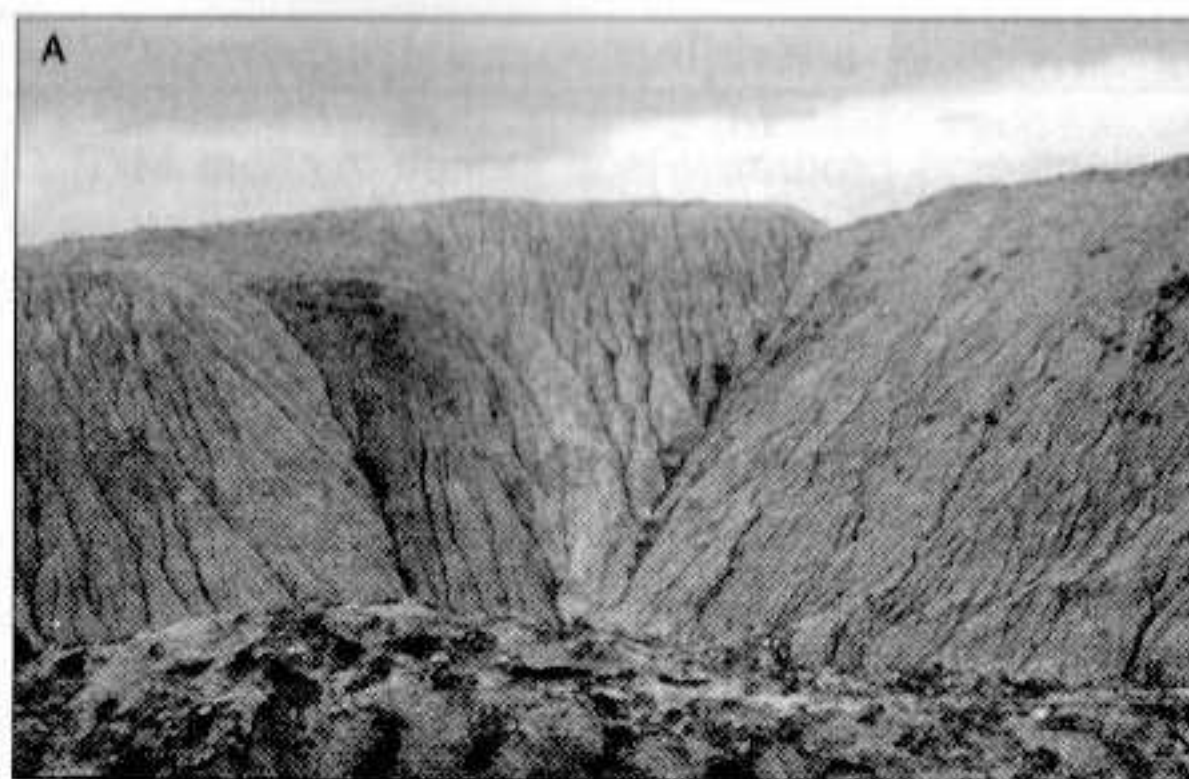
Zásady pro poskytování neinvestičních finančních prostředků MŽP ČR v rámci Programu péče o krajinu pro rok 1997. Zpravodaj MŽP, 7(2): 8–14.

místa poskytují jednoznačné cíle obnovy a představují tak kvantitativní míru úspěšnosti projektů (White & Walker, 1997; Stephenson, 1999; Kloor, 2000).

Obr. 4.18 Člověkem vytvořená „měsíční“ krajina výsypek na Mostecku skýtá volné pole působnosti projektům ekologické obnovy nebo samovolné sukcese. Může se zdát, že chabá struktura výsypek a nedostatek živin musí bránit rychlé kolonizaci rostlin, avšak dlouhodobá pozorování ukazují na obrovský regenerační potenciál narušené krajiny:

A. čerstvá výsypka;
B. výsypka po 4 letech;
C. výsypka po 40 letech.
Podobným způsobem regenerují i opuštěné vápencové lomy v Českém krasu.

(Foto J. Jersáková)



Ekologická obnova poskytuje teorie a metody k obnově různých typů degradovaných ekosystémů. Existují čtyři hlavní přístupy použitelné k obnově společenstev a ekosystémů (obr. 4.19; Bradshaw, 1990; Cairns & Heckman, 1996):

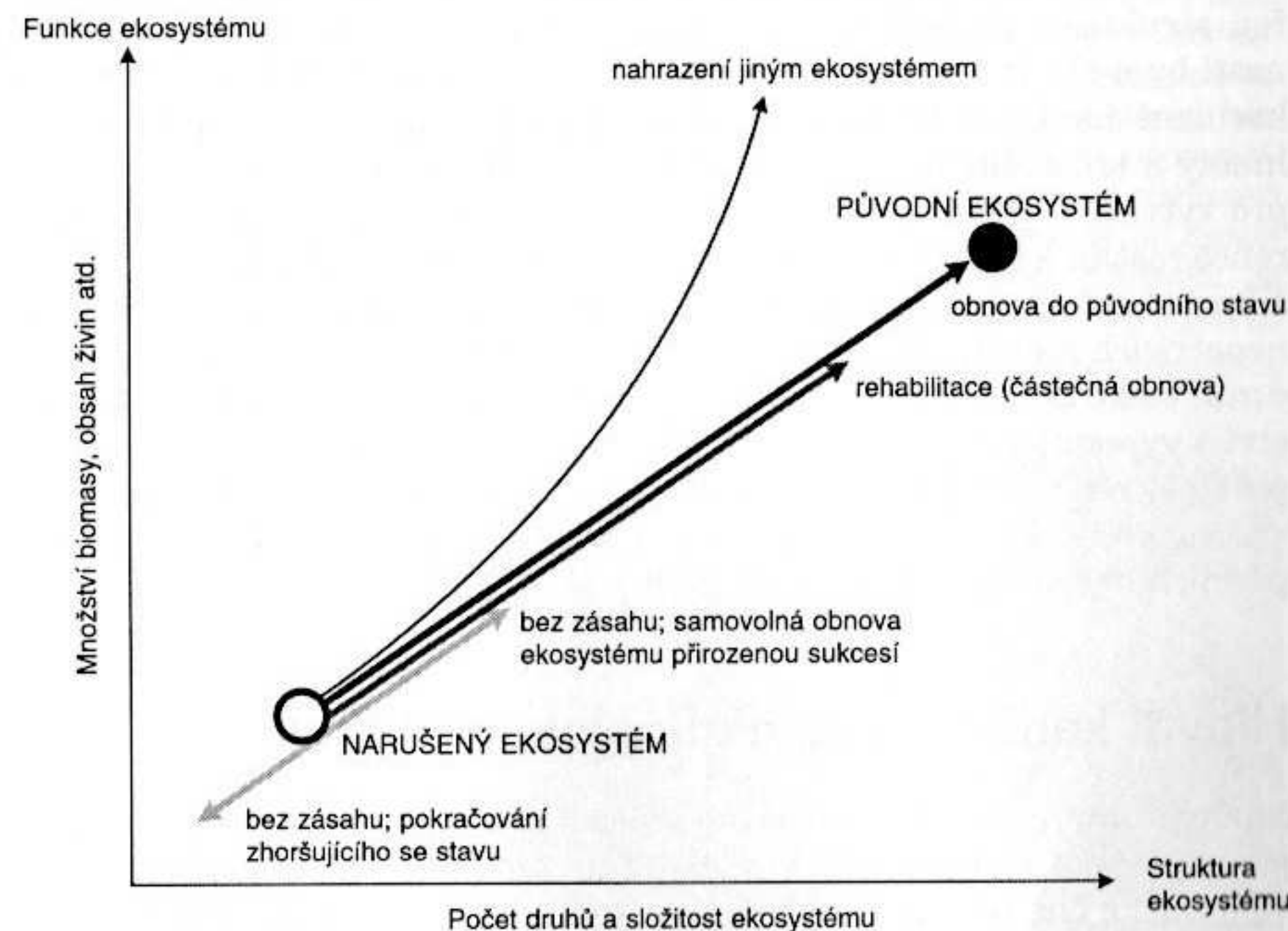
1. **Ponechání svému osudu**, protože obnova je příliš nákladná, protože dřívější pokusy o rehabilitaci ztroskotaly nebo protože zkušenost ukázala, že ekosystém se obnoví sám (obr. 4.18). Poslední situace je typická pro stará opuštěná pole východní části Severní Ameriky, která se během několika desetiletí samovolně mění v les.
2. **Nahrazení** degradovaného ekosystému jiným typem produktivního ekosystému; např. nahrazení silně degradovaného lesního porostu produktivní pastvinou. Nahrazení přinejmenším napomůže vzniku společenstva,

kteří umožní obnovu některých ekosystémových funkcí, jako je půdní retence a regulace záplav.

3. **Rehabilitace** za účelem obnovy aspoň některých ekosystémových funkcí a některých původních dominantních druhů; např. nahrazení degradovaného lesa umělou lesní výsadbou.
4. **Obnova** původního druhového složení a struktury území pomocí aktivního programu reintrodukcí; obzvláště výsadbou a vyséváním původních rostlinných druhů. Je nutné identifikovat a odstranit faktory působící degradaci biotopu a obnovit přirozené ekologické procesy pro ozdravení systému.

Při přípravě hlavních plánů rozvoje se obnova degradovaných biotopů řeší praktickým a technickým způsobem. Cílem je nalézt ekonomické postupy trvale stabilizující půdní povrch, zabráňující půdní erozi, zlepšující vzhled stanoviště a, pokud možno, obnovující produktivní hodnotu půdy (box 4.8). Ekologové rozvíjí způsoby obnovy původních společenstev z hlediska druhové diverzity, druhového složení, vegetační struktury a funkcí ekosystémů. Ti, kdo praktikují ekologii obnovy, musí jasně chápat, jak přírodní systémy fungují a jaké metody obnovy jsou pro ně použitelné. Po praktické stránce musí

Obr. 4.19 Degradované ekosystémy ztrácejí svou strukturu (z hlediska druhů a jejich interakcí s fyzikálními a biologickými složkami prostředí) a své funkce (akumulace biomasy, půdní procesy, koloběhy vody a živin). Musí se zvážit, zda taková degradovaná místa obnovit, rehabilitovat nebo nahradit, nebo zda je nejlepší ponechat je svému osudu. (Bradshaw, 1990)



ekologie obnovy brát v úvahu také rychlost obnovy, náklady, spolehlivost výsledků a schopnost výsledného společenstva přežít s malou nebo žádnou další podporou. Prvořadými činiteli pro úspěšnost projektů se mohou stát úvahy jako výše nákladů, dostupnost semen, zavlažování vegetace, množství hnojiv a způsob přípravy půdního povrchu. Takové praktické detaily nebyly v minulosti pro akademické biology příliš atraktivní, přestože jsou nezbytnou součástí ekologické obnovy.

Ekologická obnova je cennou disciplínou pro klasickou ekologii, neboť umožňuje testovat míru našeho porozumění biologickým společenstvům pomocí pokusů o jejich opětovné sestavení ze základních součástí. Jak prohlásil Bradshaw (1990): „Ekologové pracující na obnově ekosystémů jsou konstruktéři, kteří si mohou ověřit správnost svých teorií podle toho, zda ekosystém prospívá, podobně jako jejich inženýrští kolegové záhý zjistí, zda se letadlo nezříti nebo most nespadne.“ V tomto smyslu lze ekologickou obnovu považovat za experimentální vědu, která doplňuje programy základního průzkumu nedotčených ekosystémů. Poskytuje příležitost úplné obnovy společenstev pomocí různých přístupů, umožňuje nahlédnout do zákulisí jejich funkcí a testování hypotéz ve větším měřítku, než bylo doposud možné (Dobson, 1997a).

Ekologická obnova v praxi

Při obnově degradovaných terestrických ekosystémů se klade důraz na obnovení původních rostlinných společenstev (box 4.9). Tento přístup vychází z toho, že rostlinná společenstva obvykle představují většinu biomasy a vytvářejí strukturu potřebnou pro zbytek společenstva. Nicméně dostatek pozornosti by měl být věnován také ostatním důležitým složkám společenstev. Mykorrhizní houby a bakterie jsou nepostradatelné v dekompozici organické hmoty a koloběhu živin (Miller, 1990); půdní bezobratlí hrají významnou roli pro vytváření půdní struktury; býložravci jsou významní pro regulaci konkurence rostlin a udržování druhové diverzity; mnoho obratlovců se podílí na rozšiřování semen, predaci hmyzu a provzdušňování půdy. Většinu těchto druhů nepatřících mezi rostliny lze přemístit na zrestaurované stanoviště ve vzorcích drnu; velké živočichy a nadzemní bezobratlé lze odchytit v dostatečném množství a vypustit v obnoveném biotopu. Jestliže má dojít ke zničení lokality a její pozdější renovaci, jako se to často děje při povrchové těžbě, můžeme vrchní vrstvu půdy, která obsahuje zásobu semen, půdních bezobratlých a dalších půdních organismů, opatrně odebrat a skladovat pro pozdější asanaci.

Hlavní kandidáti na ekologickou obnovu

Snahy o obnovení ekologických společenstev jsou široce zaměřeny na mokřady, jezera, městská území, prairie a lesy. Tato prostředí utrpěla závažné změny vlivem lidské činnosti a jsou vhodnými kandidáty pro restaurační práce.

BOX 4.9

Příklady ekologické obnovy v ČR

Národní park Šumava se svými 690 km² tvoří dohromady s NP Bavorský les (247 km²) plošně nejrozsáhlejší střeoevropský lesní komplex. Lidská kolonizace v 16.–19. století, spojená s rozvojem sklářství a dřevařství, výrazně zmenšila plochu původních pralesů a umožnila vznik bezlesých stanovišť, které jsou v šumavské přírodě nové. V sedmdesátých letech 19. století došlo vlivem nepříznivých povětrnostních podmínek k rozsáhlým polomům, po nichž následovala plošná výsadba smrkových monokultur. K zalesňování se zpočátku používal geneticky původní materiál, při jeho pozdějším nedostatku bylo však použito také osivo a sadební materiál nepůvodní a geneticky nevhodný (rakouské, jihočeské, a dokonce severočeské provenience). Materiál z nižších vegetačních stupňů se často chybně vysazoval do vysokých nadmořských výšek. Pastva skotu na holinách a v lesích likvidovala zárodoky přirozeného zmlazení. Narušená přírodní rovnováha se později projevila ve značné náchylnosti porostů k poškozování imisemi, škůdci, klimatickými faktory apod.

Obnova ekologické rovnováhy lesních ekosystémů Šumavy spočívá v záchraně genofondu původních klimaxových smrčín a postupném snižování zastoupení nepřírodně dominantního smrku v lesním vegetačním stupni jedlových bučin, smrkových bučin a bukových smrčín ve prospěch buku a jedle. Do vyšších poloh smrčín se vnaší chybějící jeřáb ptačí. Kromě klasických lesnických metod se při řešení současných problémů využívají také moderní metody výzkumu, jako jsou geografické informační systémy a molekulární genetika. Pomocí dálkového průzkumu Země se odhaduje podíl zdravého, poškozeného a mrtvého lesa a sleduje se časový průběh změn. Elektroforetická laboratoř NP Šumava se zabývá mj. ověřováním původnosti populací smrku ztepilého na Šumavě s výhledem na využití výsledků pro ochranu jejich genofondu.

Dalším příkladem je ekologická obnova v CHKO Bílé Karpaty, jejichž společenstva květnatých orchidejových luk se soliterními stromy patří k nejrozsáhlejším a druhově nejbohatším ve střední Evropě. Před 50 lety se louky rozkládaly na mnohem větší ploše, bohužel v době socializace byly stovky hektarů zničeny. V posledních 10 letech jsou v souvislosti s útlumem zemědělství a obnovou pastvy opět mnohé lokality zatravněvány. Dlouhodobý proces samovolného zatravnění se podařilo úspěšně nahradit osemem polí luční směsí regionální provenience. Lokální typy rostlin jsou přizpůsobené místním podmínkám, a proto se v obnovovaných porostech lépe uplatňují. Směsi pro jednotlivé lokality se liší podle podmínek stanoviště a jeho využití. Regionální směs lze použít při obnově ekologické stability krajiny, při zatravněování ochranných pásem rezervací a vodních zdrojů i erozí postižených pozemků. Je vhodná i pro majitele pozemků při zakládání nových sadů, zatravněování záhadenků a zahrad nebo ozeleňování nových staveb.

Na počátku projektu obnovy květnatých luk byla v druhově bohatých loukách Bílých Karpat sesbírána semena stovky běžných lučních druhů. Přes třicet nejúspěšnějších druhů trav a bylin bylo dále namnoženo v matečných porostech u několika pěstitelů v regionu. Vhodné složení směsi je testováno na pokusných plochách, kde se zkouší poměr trav a bylin, výsevové množství i doba výsevu. Získané výsledky jsou dále využívány při míchání směsí a zatravněování polí. Obrázek ukazuje ruční sběr chrpy. (Foto z archivu CHKO Bílé Karpaty)



Mokřady

Část nejrozsáhlejších prací o obnově byla vypracována na mokřadech, včetně močálů, slatin, malých rybníků, potoků a řek (Galatowitsch & Van der Valk, 1996; Zedler, 1996; Karr & Chu, 1998). Mokřady jsou často vysoušeny nebo ničeny, protože jejich význam pro regulaci záplav, udržování kvality vody a ochranu přírodních společenstev buď není znám, nebo není doceněn. Více než polovina původních mokřadů v USA již byla zavezena a ve vysoce obydlených oblastech, jako je Kalifornie, jich bylo přes 90 % zničeno (Cairns & Heckman, 1996).

Díky vládní politice USA je nyní nutno v projektech, při nichž dochází k zasypávání nebo poškozování mokřadů, tyto mokřady znovu obnovit nebo jejich zánik kompenzovat vytvářením nových mokřadů. Cílem těchto snah je obnovení původního vodního režimu území a následné navrácení původních druhů. V praxi úsilí o obnovu mokřadů často přesně neodpovídá společenstvům a hydrologickým vlastnostem referenčních stanovišť. Je velmi obtížné věrně napodobit nuance druhového složení, pohybu vody, půdní struktury nebo vývoj lokality. Obnovené mokřady obvykle plní prospěšné ekosystémové funkce, jako jsou regulace záplav a degradace znečištění, často se v nich vyskytují některé mokřadní druhy rostlin a volně žijící živočichové tu nacházejí cenná stanoviště. Doufejme, že další studium a výzkum přinesou zdokonalení metod obnovy mokřadů.

Poučný příklad obnovy mokřadů pochází z Japonska, kde rodiče, učitelé a děti vybudovali přes 500 malých rybníčků v okolí škol a veřejných parků, aby vytvořili stanoviště pro vážky a další vodní druhy (Primack et al., 2000). Vážky jsou významným symbolem japonské kultury a tyto aktivity jsou užitečným úvodem pro výuku zoologie, ekologie a zásad ochrany přírody. Žáci jsou odpovědní za pravidelné čištění a udržování těchto „živých laboratoří“, které jim pomáhají pochopit řízení projektu a rozvíjet ekologické uvědomění (obr. 4.20).

Jezera

Pokusy o revitalizaci eutrofizovaných jezer poskytují nejen praktické informace o managementu, ale umožňují i proniknutí do podstaty limnologie (studium chemických, biologických a fyzikálních vlastností sladkých vod), což by jinak nebylo možné (MacKenzie, 1996). Obnova Erijského jezera je jedním z nejnapínavějších a nejnákladnějších příkladů renovace jezer (Makarewicz & Bertram, 1991). Erijské jezero bylo v padesátých a šedesátých letech 20. století nejvíce znečištěným z Velkých jezer Severní Ameriky a trpělo zhoršující se kvalitou vody, masivním bujením řas, úbytkem původních rybích populací, zhroucením komerčního rybolovu a nedostatkem kyslíku v hlubších vrstvách vody. K vyřešení tohoto problému vynaložily vlády USA a Kanady od roku 1972 více než 7,5 mld. USD na výstavbu čistíren odpadních vod, které snížily

Obr. 4.20 A. Děti z Jokohamy v Japonsku vytvářejí rybníček pro vážky vedle své školy. Při jeho budování vykopávají zeminu, utěsňují dno jilem a zpevňují břehy dřevěnými sloupky; hotovou nádrž děti zaplní vodními rostlinami a vypustí larvy vážek.
B. Tento plakát propaguje „Budujme rybníky pro vážky!“ a je spolu s rozsáhlou nabídkou brožurek a praktických příruček součástí vládního úsilí o zapojení školních dětí a veřejnosti do programů obnovy a vylepšení životního prostředí.
C. Skupina dětí a dospělých sleduje pomocí sítěk na motýly diverzitu a četnost vážek v městském rybníku Jokohamy v rámci dne údržby uspořádaného městem. Z rybníku bude odstraněno přebytečné vodní rostlinstvo a nepůvodní druhy ryb. (Seiwa Mori a Yokohama City Environmental Protection Bureau)



roční přísun fosforu do jezera ze 15 260 tun v roce 1972 na 2449 tun v roce 1985. Jakmile se kvalita vody začala od poloviny sedmdesátých let zlepšovat, začaly se samovolně a státem podporovaným vysazováním zvyšovat stavy dravých ryb, jako je druh candáta *Stizostedion vitreum*. Zvýšený počet těchto dravců měl za následek snížení populační hustoty jejich potravy – menších ryb živících se zooplanktonem; s úbytkem malých ryb narůstal zooplankton, který se živí řasami, což se pak odrazilo na zlepšující se kvalitě vody. Během několika posledních let se výrazně zvýšila průhlednost vody v západní části jezera, pravděpodobně díky invazi mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*), která filtruje řasy z vody. V hlubších vrstvách jezera se dokonce zvýšil obsah kyslíku. Přestože se jezero nikdy nenavrátilo do svého původního stavu (je zde velké množství nepůvodních druhů a změněný chemismus vody),

bylo pomocí kontroly kvality vody a investice miliard dolarů dosaženo výrazného stupně obnovy tohoto rozsáhlého a složitého ekosystému.

Městská území

Mnohá městská území jsou také dějištěm zřetelného úsilí o obnovu, které se snaží zmírnit vliv lidské činnosti na ekosystémy a zvyšuje kvalitu životního prostředí pro městské obyvatele. Místní občanská sdružení často vítají spolupráci se státními úřady a ochránářskými organizacemi při obnově degradovaných městských území. Nehezke odvodňovací příkopy v betonových propustech mohou být nahrazeny meandrujícími toky ohraničenými velkými kameny a osázeny původními mokřadními druhy. Prázdné a zanedbané pozemky lze osázet původními křovinami, stromy a květinami. Štěrkovny mohou být zavezeny půdou a zrestaurovány jako rybníky. Tyto snahy navíc podporují hrdost místních obyvatel, vytvářejí sounáležitost komunity a zvyšují hodnotu společného majetku.

Znovuvytváření původních společenstev na obrovských městských skládkách představuje jednu z neobvyklých možností obnovy. V USA se ročně ukládá 150 mil. tun odpadu na více než 5000 skládkách. Některá z těchto odstrašujících míst jsou nyní předmětem péče o krajinu. Po dosažení maximální kapacity je skládka obvykle utěsněna umělohmotnými fóliemi a vrstvami jílu, aby se zabránilo prosakování toxických chemikálií a znečišťujících látek. Pokud není těmto místům věnována pozornost, často je kolonizují plevelné a nepůvodní druhy. Správné je pěstování původních keřů a dřevin na technicky zrekultivovaných skládkách, což přitahuje ptáky a savce. Ti pak přinášejí a rozšiřují semena široké palety původních druhů.

Prérie

Na mnoha malých parcelách bývalých zemědělských pozemků v Severní Americe byly obnoveny prérie (Kline & Howell, 1990). Prérie jsou ideálním objektem, neboť jsou druhově bohaté, jsou domovem mnoha nádherně kvetoucích rostlin a mohou být obnoveny během několika let. Technologie používaná při ekologické obnově prérií je podobná technologiím v zahradnictví a zemědělství a často se jí účastní i dobrovolní pracovníci.

Jeden z nejrozsáhlejších výzkumů obnovy prérií byl započat ve Wisconsinu ve třicátých letech 20. století. Při tomto pokusu byla použita široká škála technik. Základní metoda spočívá v předběžné přípravě lokality s přítomností prérijních druhů pomocí mělké orby, vypalování a hrabání, nebo – pokud zde jsou pouze exotické druhy – v eliminaci veškeré vegetace hlubší orbou nebo herbicidy. Původní rostlinné druhy jsou zavedeny s prérijní drnovkou, která byla získána jinde, přesazováním jedinců vypěstovaných ze semen nebo vyséváním semen získaných z planě rostoucích nebo kultivovaných prérijních

Obr. 4.21 A. Koncem třicátých let 20. století se členové Civilian Conservation Corps (jedna z organizací založená prezidentem Franklinem D. Rooseveltem pro snížení nezaměstnanosti během Velké krize) účastnili projektu Wisconsinské univerzity zaměřeného na obnovu původních druhů prérie ve středozápadní části USA. B. Vzhled prérie po 50 letech. (Fotograf University of Wisconsin, Arboretum and Archives)



rostlin (obr. 4.21). Nejjednodušší metodou je rozhození sena z přirozených prérií na připravená stanoviště.

Jeden z nejambicióznějších a nejkontroverznějších navržených restauračních projektů zahrnuje znovuvytvoření prérijního ekosystému, tzv. obecních bizoních pastvin, na přibližně 380 000 km² amerických prérijních států, od Dakoty k Texasu a od Wyomingu k Nebrasce (Popper & Popper, 1991;

Mathews, 1992). Toto území je v současné době využíváno pro často ztrátové zemědělství a pastevectví, které musí být podporováno státními dotacemi a navíc poškozují krajinu. Hustota lidského osídlení se zde zmenšuje, protože farmáři a obyvatelé obcí přestávají hospodařit a mladí lidé se stěhují pryč. Z ekologického, sociálního, a dokonce i ekonomického hlediska se zdá nejlepším dlouhodobým využitím regionu obnova préríjního ekosystému. Lidská populace regionu by se mohla stabilizovat uplatněním v nedestruktivním průmyslu, jako je turistika, péče o volně žijící zvěř a extenzivní pastevectví, a pouze nejlepší pozemky by byly ponechány pro zemědělskou výrobu.

V poněkud menším měřítku je na Sibiři naplánována obnova původních stepních ekosystémů o rozloze 160 km², včetně reintrodukce zubrů, divokých koní a dalších velkých býložravců.

Tropické opadavé lesy

Na celém světě jsou tropické opadavé lesy dlouhodobě degradovány kácením, pastvou, žďářením, obděláváním a sběrem palivového dříví (viz kap. 2). Tato území jsou často znehodnocována až do té doby, než v nich zbyde pro místní obyvatele jen pár bezcenných stromů. Pro zabránění tomuto nežádoucímu trendu začaly některé vlády a místní obyvatelé zbývající lesy chránit a pečovat o ně.

Tropické opadavé lesy Střední Ameriky jsou sužovány velkoplošnou přeměnou na pastviny dobytka, kácením dřeva a obděláváním půdy. Zbývá již jen několik jejich fragmentů, ale i v nich jsou zbývající druhy ohroženy těžbou a lovem. Tato destrukce byla po dlouhou dobu do značné míry opomíjena, protože mezinárodní vědecká a veřejná pozornost byla upřena na atraktivnější deštné lesy jiných oblastí. Americký ekolog Daniel Janzen spolupracuje se státními orgány a zástupci místních obyvatel na obnově 110 000 ha tropického opadavého lesa a sousedních deštných lesů Národního parku Guanacaste (Guanacaste Conservation Area – GCA) v severozápadní Kostarice (Janzen, 1988, 1999, 2000). Obnova spočívá v pěstování původních dřevin, cizokrajných dřevin potlačujících introdukované traviny, eliminaci požárů způsobených lidmi a v regulaci těžby a lovu. Zpočátku se používá pastva dobytka snižující pokryvnost trav, postupem času je pastva zastavena a lesy jsou postupně obohacovány semeny šířícími se větrem a prostřednictvím živočichů. Během pouhých 15 let se tak podařilo přeměnit 60 000 ha pastvin na druhově bohatý mladý les (obr. 4.22). Ačkoli proces obnovy revitalizuje opadavý lesní ekosystém a je přínosný pro okolní deštné lesy, do nichž sezonně migrují živočišné opadavých lesů, bude potřeba dalších 200–500 let pro navrácení původní lesní struktury.

Důležitým aspektem této obnovy je skutečnost, že 130 členů personálu a administrativních pracovníků tvoří obyvatelé Kostariky, kteří v oblasti trvale bydlí. GCA nabízí školení a zdokonalování znalostí pro své zaměstnance,



Obr. 4.22 A. Národní park Guanacaste je pokusem o ekologickou obnovu původních lesů na místě uměle vytvořených luk, které vznikly pastvou dobytka a častými požáry. B. Osmileté potlačování ohně a regulovaná pastva umožnily vznik mladého lesního porostu. (Foto C. R. Carroll)



vzdělávání pro jejich děti a neekonomičtější využití hraničních pozemků, které byly v minulosti pastevní a zemědělskou půdou. Zaměstnanci GCA jsou vybíráni z místní komunity, místo toho, aby se skromné prostředky vydaly za importované odborníky. Klíčovou složkou projektu je i výuka základní terénní biologie ve čtvrtých až šestých třídách místních škol. Tento přístup vytvořil společenství, které je vzdělané v oblasti ochrany přírody a sdílí názor, že GCA nabízí pro všechny něco užitečného. Obyvatelé vidí v GCA spíše rozsáhlý ranč vytvářející „přírodní zdroje divočiny“ užitečné pro obec, než pouhý „národní park“. GCA je vítána a považována za stejně významnou jako tradiční zemědělská krajina, kterou nahradila (Janzen, 1999, 2000). Jak zaměstnanci, tak okolní usedlíci se stali pevnými zastánci GCA.

- Stattersfield, A. J., M. J. Crosby, A. J. Long & D. C. Wege. 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. BirdLife International, Cambridge. Vyzdvihuje území, která potřebují další ochranu.
- Yaffee, S. L. et al. 1996. *Ecosystem Management in the United States: An Assessment of Current Experience*. Island Press, Washington, D.C. Souhrnný popis 105 vybraných projektů ekosystémového managementu spolu s přehledem a kontaktními informacemi o 619 projektech.
- Zedler, J. B. 1996. Ecological issues in wetland mitigation: An introduction to the forum. *Ecological Applications* 6: 33–37. Speciální vydání poskytuje vynikající informace o zakládání nových mokřadů.

Ochrana přírody a trvale udržitelný rozvoj

Většina problémů v ochraně přírody vyžaduje mezioborový přístup, který řeší ochranu biologické diverzity, ale zároveň zajišťuje ekonomickou prosperitu lidstva. To dokládá příklad ochrany papoušků ara v první kapitole – peruánští ochránci přírody školí místní indiány jako průvodce a zaměstnance parku, rozvíjejí turistická zařízení a různé obchodní aktivity, které poskytují místním lidem možnost výdělku. Dále spolupracují s místní i státní správou při vytváření chráněných území, prosazování vlastnických práv místních obyvatel a na mezinárodní úrovni se zasazují o omezení obchodu s ohroženými druhy ptactva. Ochrana přírody je mladou disciplínou snažící se rozvíjet obecné, v praxi použitelné přístupy při řešení jejich problémů.

Snahy o zachování biodiverzity se občas dostávají do sporu s lidskými potřebami (obr. 5.1). Stále více ochránců přírody si uvědomuje význam **trvale udržitelného rozvoje** (sustainable development) – ekonomického rozvoje, který umožňuje současným i budoucím generacím uspokojit jejich základní životní potřeby při minimalizaci vlivů na rozmanitost přírody (Lubchenco et al., 1991). Zákon České republiky č. 17/1992 Sb. o životním prostředí definuje trvale udržitelný rozvoj jako takový rozvoj, který současným i budoucím generacím uchová možnost uspokojovat jejich základní potřeby, nesnižuje biodiverzitu přírody a zachovává přirozené funkce ekosystémů.

Pojetí udržitelného rozvoje lze chápat různými způsoby. Podle environmentálních ekonomů se *rozvoj* týká zdokonaleného využívání zdrojů, ne však nutně zvýšení jejich spotřeby, a je zřetelně odlišitelný od *růstu*, který spočívá v kvantitativním nárůstu množství využívaných zdrojů. Trvale udržitelný rozvoj je užitečným konceptem ochrany přírody, protože klade důraz na zlepšení současného rozvoje a reguluje růst. Podle této definice je investování prostředků do infrastruktury národních parků pro ochranu biodiverzity a nabízení pracovních příležitostí místnímu obyvatelstvu příkladem trvale udržitelného rozvoje, podobně jako snahy o prosazení méně destruktivních těžebních nebo rybářských praktik.

Ekologická obnova a budoucnost ochrany přírody

Ekologická obnova bude mít v budoucnosti stále významnější roli v ochraně přírodních společenstev – tím, že se obnoví původní druhové složení degradovaných pozemků a vodních společenstev, je bude možno přiřadit k omezenému počtu existujících chráněných území. Ekologická obnova se tak stává jednou z hlavních rozvíjejících se oblastí ochrany přírody, má svou vlastní odbornou společnost (Společnost pro ekologickou obnovu – Society for Ecological Restoration) a vlastní časopisy (*Restoration Ecology* a *Ecological Restoration*). Je však nutno dát pozor na to, aby úsilí o obnovu bylo legitimní, aby pouhý styk s veřejností nezastřel skutečné úmysly průmyslových společností, které tak často maskují poškozování životního prostředí (Holloway, 1994; Zedler, 1996). Demonstrativní pětihektarový projekt na viditelném místě nenahradí tisíce a statisíce hektarů poškozené krajiny v nepřehledných oblastech a neměl by být ekology podporován. Nicméně nejlepší dlouhodobou strategií zůstává ochrana a péče o společenstva v jejich přirozených biotopech; pouze u těchto míst si můžeme být jisti, že splňují veškeré požadavky všech druhů pro dlouhodobé přežívání jejich populací.

Souhrn

1. Ochrana přírodních stanovišť je nejúčinnější metodou uchování biologické diverzity. Rozloha zákonem chráněných území na celém světě pravděpodobně nikdy nepřesáhne 10 % rozlohy souše na Zemi vzhledem k požadavkům lidské společnosti na využití přírodních zdrojů. Dobře vybraná chráněná území mohou zpočátku chránit velký počet druhů, avšak jejich dlouhodobá účinnost zůstává sporná.
2. Státní orgány ochrany přírody a ochranářské organizace v současnosti vytýčují národní a celosvětové priority pro zřizování nových chráněných území založené na relativní jedinečnosti, stavu ohrožení a možnosti využití druhů a společenstev, která se vyskytují na určitých stanovištích. Aby byla ochrana biodiverzity účinná, musí světová chráněná území zahrnovat všechny typy stanovišť.
3. Při navrhování nových chráněných území je třeba vycházet ze zásad ochrany přírody, zdravého rozumu a zkušeností. Obecně by nové rezervace měly být co největší, neměly by být děleny silnicemi, ploty a jinými lidskými výtvoři. Mnoho ohrožených druhů totiž vyžaduje pro svou další existenci nerušené podmínky včetně průchodnosti krajiny.
4. Typy společenstev, které jsou svou existencí závislé na pravidelné disturbance, musí být v její nepřítomnosti aktivně obhospodařovány tak, aby se uchovala jejich biologická rozmanitost. Část chráněných území by měla být periodicky vypalována, spásána nebo jiným způsobem lidmi narušo-

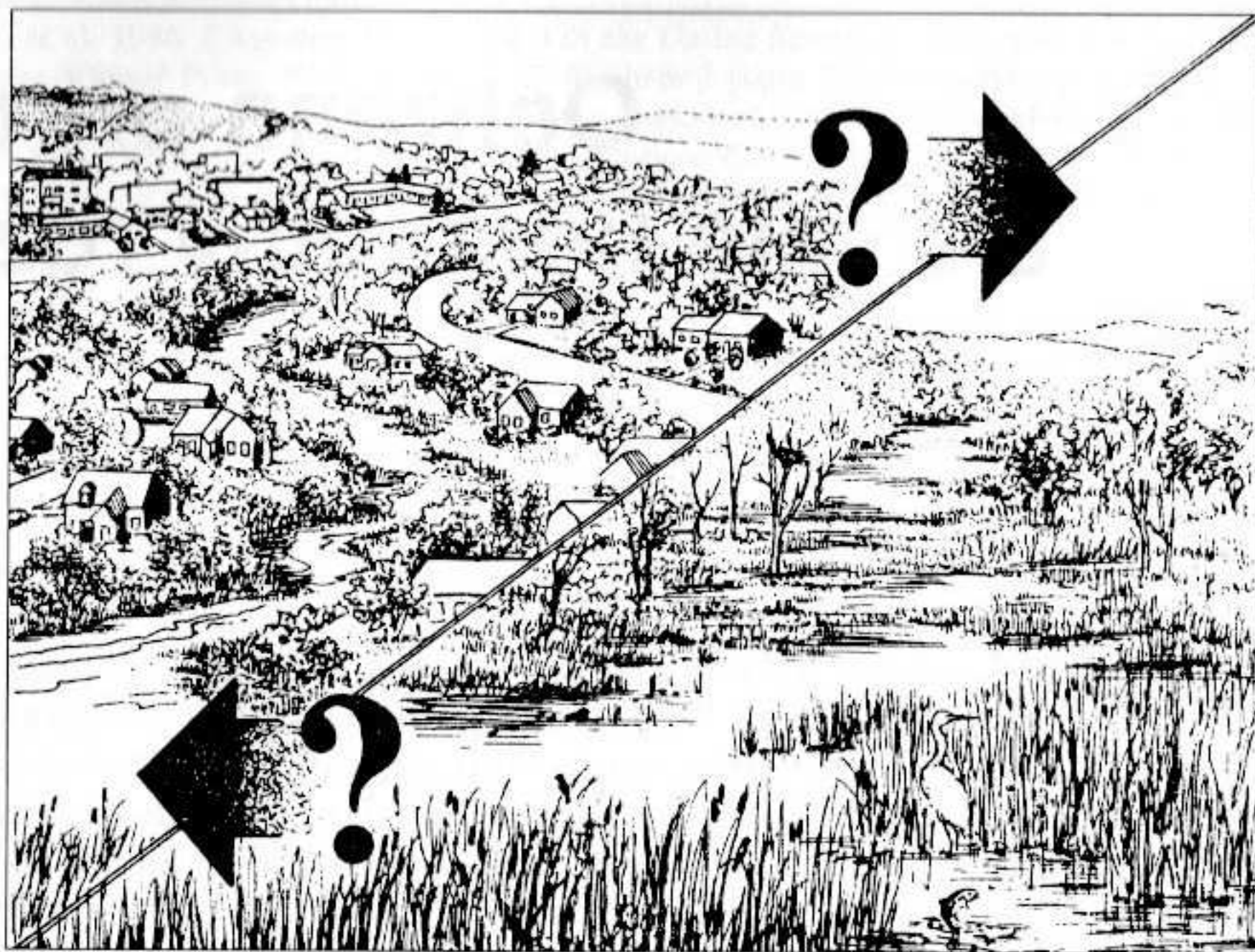
vána, aby se zachovaly rozmanité typy stanovišť a sukcesních stadií potřebných pro určité druhy.

5. Značná část biologické diverzity se nachází mimo chráněná území, zvláště v oblastech obhospodařovaných pro víceúčelové dobývání přírodních zdrojů. Státní a soukromí vlastníci půdy stále více začleňují ochranu biodiverzity rozsáhlých pozemků mezi priority managementu víceúčelové krajiny. Tento postup se nazývá ekosystémový management.
6. Ekologická obnova přináší metodiku pro obnovu druhů, celých společenstev a ekosystémových funkcí degradovaných stanovišť a ukazuje, jak zvýšit biologickou diverzitu některých, pro lidstvo jinak téměř bezcenných ekosystémů, a tím způsobem je zhodnotit.

Doporučená literatura

- Agardy, T. S. 1997. *Marine Protected Areas and Ocean Conservation*. R. G. Landes Company, Austin, Texas. Přední odborník diskutuje řadu problémů při plánování, navrhování a politice týkající se chráněných území.
- Bennett, A. F. 1999. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland. Teorie biokoridorů a příklady.
- Brandon, K., K. H. Redford & S. E. Sanderson (eds.). 1998. *Parks in Peril: People, Parks and Protected Areas*. Island Press, Washington, D.C. Zabývá se řízením národních parků a uspokojováním potřeb místních obyvatel.
- 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. Speciální vydání věnované danému tématu s mnoha vynikajícími příspěvky.
- Flather, C. H., M. S. Knowles & I. A. Kendall. 1998. Threatened and endangered species geography. *BioScience* 48: 365–376. Ohrožené druhy jsou soustředěny v několika „hot spot“ oblastech.
- Forman, R. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, New York. Úvodní učebnice krajinné ekologie.
- Gilbert, O. L. & P. Anderson. 1998. *Habitat Creation and Repair*. Oxford University Press, Oxford. Praktický průvodce obnovy biotopů s mnoha příklady z Velké Británie.
- Karr, J. R. & E. W. Chu. 1998. *Restoring Life in Running Waters*. Island Press, Washington, D.C. Prezentace systému pro monitoring a zlepšování stavu řek.
- Mittermeier, R. A., N. Myers, P. R. Gil & C. G. Mittermeier. 1999. *Hot-spots, Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Agrupación Sierra Madre, S.C., Mexico City. Velkoformátová kniha s mnoha obrázky a informacemi o jednotlivých regionech.
- Poiani, K. A., B. D. Richter, M. G. Anderson & H. E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes and networks. *BioScience* 50: 133–146. Ochrana biodiverzity spočívá v uchování rozmanitých přírodních procesů, ekosystémů a druhů.
- Restoration Ecology & Ecological Restoration*. Prostřednictvím těchto časopisů se můžete dozvědět nejaktuálnější zprávy ze světa ekologických obnov.
- Russ, G. R. & A. C. Alcala. 1996. Marine reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 6: 947–961. Případová studie filipínského ostrova ukazuje nárůst rybí populace po zřízení mořských rezervací. Obsahuje rozsáhlou bibliografii o mořských rezervacích.
- Shafer, C. L. 1990. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. Obsáhlý, bohatě ilustrovaný přehled teorií o projektování rezervací, který přináší také fakta a argumenty.

Obr. 5.1 Trvale udržitelný rozvoj se snaží nalézt řešení sporu mezi uspokojením lidských potřeb a ochranou přírody. (Gersh & Pickert, 1991; nakreslila Tamara Sayre)



Bohužel pojetí trvale udržitelného rozvoje je často zneužíváno; mnoho velkých společností a jimi financované politické organizace zneužívají konceptu udržitelného rozvoje k „ozelenění“ svých průmyslových aktivit, beze změny zavedených postupů (Willers, 1994). Například projekt výstavby rozsáhlého těžebního závodu uprostřed lesního komplexu nelze nazývat „udržitelným rozvojem“ jen proto, že část zbývajících území je přitom vyhlášena za národní park. Opačným extrémem jsou ochranáři prosazující názor, že trvale udržitelný rozvoj znamená, že rozsáhlé oblasti světa budou ponechány stranou jakéhokoli rozvoje a umožní zachování nebo navrácení divoké přírody (Mann & Plummer, 1993). Informovaná vědecká i občanská komunita musí pečlivě studovat sporné problémy, zabývat se o to, které skupiny obhajují které pozice, a proč tak činí, a pak učinit fundovaná rozhodnutí, nejlépe uspokojující často neslučitelné zájmy lidské společnosti a ochrany biodiverzity. Tyto rozpory nutně vedou ke kompromisům, jež ve většině případů utvářejí základ vládní politiky a podílejí se na vzniku zákonů, podle nichž jsou vzniklé spory řešeny státními orgány či soudy.

Státní správa

Úsilí o nalezení rovnováhy mezi ochranou druhů, stanovišť a potřebami společnosti se často opírá o iniciativy zainteresovaných občanů, ochranářských

organizací a státních úředníků, které jsou nakonec často zapracovány do směrnic a zákonů týkajících se životního prostředí. Tyto snahy mohou mít různou podobu, ale obvykle začínají snahou jednotlivce nebo skupiny zamezit destrukci biotopů a druhů za účelem uchování něčeho hodnotného.

Státní správa na místní úrovni

Orgány ochrany přírody, fungující v moderní společnosti na různých úrovních (obecní, městské, okresní, krajské a státní), uplatňují zákony umožňující efektivní ochranu druhů a stanovišť a zároveň uspokojování nepřetržitých potřeb společnosti (Press et al., 1996; Buck, 1996). Takové zákony reprezentují přání většiny a poskytují společnosti dlouhodobý prospěch. Zákony o ochraně přírody omezují aktivity, které přímo negativně ovlivňují druhy a ekosystémy – určují, kdy a kde se může lovit, velikost a počet ulovených zvířat, typy zbraní, pastí a dalšího vybavení, které lze použít, a samozřejmě i druhy lovných zvířat. V některých obydlených a chráněných oblastech jsou lov zvěře a rybolov úplně zakázány. Zákazy jsou posilovány vydáváním průkazů opravňujících k dané činnosti a pochůzkami revírníků. Podobně je regulován sběr rostlin, chaluh a vodních korýšů. Tyto zákony povolují efektivní užívání přírodních zdrojů bez destruktivní nadměrné exploatace. Příkladem takového zákona je nařízení č. 3254/91/EEC, zakazující v Evropské unii a přidružených zemích používání nášlapných pastí a dovoz kožešin a výrobků z určitých druhů živočichů pocházejících ze zemí, kde se tyto pastí (nebo jiné způsoby, které nejsou v souladu s mezinárodními humánními standardy chytání zvířat do pastí) používají.

Dalšími prostředky k ochraně biodiverzity jsou zákony řídící způsob, jakým je využívána krajina. Tyto zákony vymezují následující činnosti: míru a způsob využití krajiny, přístup do krajiny a míru znečišťování životního prostředí. Například dopravní prostředky, a dokonce pěší turisté mohou mít omezený přístup do území a ke zdrojům, které jsou citlivé na poškození, jako jsou ptačí hnízdiště, slatiny, písečné duny, trsy planých rostlin a zdroje pitné vody. Nekontrolované požáry mohou těžce poškodit biotopy, proto je omezeno rozdělávání otevřeného ohně. Zákony o územním plánování zabraňují výstavbě v citlivých oblastech, jako jsou bariérové pláže a zátopová území. Dokonce i tam, kde je rozvoj povolen, se stavební povolení pečlivě posuzují, aby nedošlo k újmě ohrožených druhů nebo mokřadů. Pro závažné lokální, regionální a národní projekty, jakými jsou přehrady, průplavy, těžební a rudné provozy, ropné rafinerie a výstavba dálnic, musí být vypracováno **hodnocení vlivu projektu na životní prostředí** (Environmental Impact Assessment – EIA, box 5.1) popisující potenciální rizika, která by navržený projekt svojí realizací mohl způsobit. Značná pozornost věnovaná vlivům na životní prostředí je nezbytná, jestliže chceme zabránit nechtěným škodám na přírodních zdrojích.

BOX 5.1 Posuzování vlivů na životní prostředí (EIA)

EIA (Environmental Impact Assessment), právně ukotvené v zákonu č. 100/01 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí, má dvojí smysl:

1. Prevence – pokud lze očekávat, že by připravovaná stavba, činnost nebo technologie (obecně řečeno **záměr**) mohly významně ovlivnit životní prostředí, vybraní odborníci ještě před rozhodnutím o realizaci záměru tyto vlivy popíší a souhrnně zhodnotí.
2. Demokracie – shromáždí se názory (obavy, očekávání, pocity a zájmy) veřejnosti a veřejné správy na realizaci záměru.

Vliv je zde používán jako hodnotově neutrální slovo – může být příznivý i nepříznivý. Hodnotí se vlivy přímé, nepřímé, druhotné, kumulativní, synergické, krátkodobé, dočasné, dlouhodobé a trvalé, vlivy na ovzduší, klima a hlukovou situaci, na povrchové a podzemní vody, na půdu, na horninové prostředí, na zvířectvo, rostlinstvo, zvláště chráněná území a zvláště chráněné rostliny a živočichy, ekosystémy, na krajinu, na antropogenní systémy, na strukturu a funkční využití území a sociálně-ekonomické vlivy.

Při posuzování záměru se hodnotí vlivy při jeho přípravě, provádění, provozování i ukončení, včetně důsledků jeho likvidace, popřípadě sanace území. Posuzuje se běžné provozování i možnost havárie. Posuzování záměru zahrnuje i návrh opatření k předcházení nepříznivým vlivům na životní prostředí, k jejich vyloučení, snížení, zmírnění nebo minimalizaci, popřípadě ke zvýšení příznivých vlivů na životní prostředí, a to včetně vyhodnocení předpokládaných účinků navrhovaných opatření. Součástí posouzení bývá porovnání variant řešení záměru, které se zpravidla liší umístěním, kapacitou, použitou technologií nebo okamžikem provedení.

Záměry s nepochybně významným vlivem na prostředí (jaderné elektrárny, dálnice, rozsáhlé těžby apod.) jsou posuzovány vždy, ale o většině ostatních se ve **zjišťovacím řízení** (screening) rozhoduje, zda vůbec budou posuzovány. Zároveň, nebo následně se určuje obsah a rozsah dokumentace (scoping). Investor pak zpracuje **dokumentaci** (documentation, statement, report) obsahující popis záměru, dotčeného prostředí, očekávaných vlivů atd. Úplnost a kvalita dokumentace bývá zhodnocena nezávislým odborníkem v **posudku** (review), který má příslušný úřad k dispozici. K dokumentaci, popř. také k posudku, se vyjadřují orgány státní správy, dále samospráva a také široká veřejnost.

V ČR a obdobně na Slovensku smí nejen posudek, ale také dokumentaci zpracovat jen státem autorizovaná osoba a na závěr vydává příslušný úřad své **stanovisko**, jež potom vstupuje do dalších řízení. Tím je nejčastěji územní řízení podle stavebního zákona nebo povolení těžby nerostných surovin podle zákona horního. Pro tato následná řízení je stanovisko EIA podkladem nutným, ale nikoli závazným – nemá skutečné právo veta, nemůže záměru zabránit. V dosud výjimečných případech záporného stanoviska však investor souhlas s provedením záměru nezískal. Obvykle jsou podmínky (kladného) stanoviska převzaty do následného rozhodnutí. V některých státech je EIA integrální součástí povolovacích řízení.

V českých zemích se v devadesátých letech provádělo kolem 200 posouzení ročně (zjišťovací řízení neexistovalo). Od roku 2002 se očekává prudký nárůst oznámených záměrů, vstupujících do zjišťovacího řízení, ale zároveň mírný pokles úplně posuzovaných záměrů. Přes 90 % vydaných stanovisek je kladných, ale přesto je EIA v ČR považována za fungující nástroj ochrany životního prostředí. V průběhu posuzování totiž často bývají záměry modifikovány do přijatelnější, environmentálně šetrnější podoby. Kromě toho, pokud se během procedury EIA zformuje silný občanský odpor nebo z jiného důvodu

„hrozí“ záporné stanovisko, investor někdy od záměru ustoupí ještě předtím, než je posouzení dokončeno.

V posledních letech se při použití obdobných principů jako u záměrů rozvíjí také posuzování vlivů koncepcí (strategií, politik, plánů a programů) na životní prostředí – strategická EIA čili SEA.

Vyhlašování maloplošných chráněných území je jednou z neúčinnějších strategií ochrany biodiverzity na lokální úrovni. V mnoha zemích patří soukromé nevládní organizace mezi čelné představitele v získávání pozemků pro účely ochrany přírody (Dwyer & Hodge, 1996). V USA je přes 6 mil. ha půdy, včetně farem, mokřadů, důležitých stanovišť, městských parků, lesů, pastvin, povodí, pobřeží, vodních toků a stezek, chráněno **pozemkovými spolky**, tzv. **landtrusty** (landtrusts), které představují lokální, regionální nebo celonárodní neziskové organizace přímo zapojené do ochrany důležitých pozemků pro obecný prospěch, zejména z důvodů ochrany přírody a krajiny. Jsou to spolky, které ve spolupráci s majiteli pomáhají ustavit trvalé věcné břemeno, které by zabránilo nežádoucímu využívání pozemků, získávají uživatelská práva k pozemkům, či pozemky přímo vlastní (získají je darem, koupí, dědictvím apod.). Nejvýznamnějším pozemkovým spolkem v České republice je Český svaz ochránců přírody, který má dominantní postavení mezi ostatními organizacemi neziskového i ziskového sektoru v péči o chráněná a pro přírodu významná území České republiky (box 5.2). Pozemkové spolky v USA jsou dnes nejrychleji rostoucím ochrannářským hnutím a v současnosti jich je registrováno přibližně 1200 s přibližně jedním milionem členů. V posledních letech dochází ke změně zaměření pozemkových spolků – od ochrany izolovaných pozemků přecházejí k ochraně na úrovni krajiny. Jsou známy příklady ochrany celých ekosystémů, povodí a rekreačních koridorů. Hlavními organizacemi v USA s národní působností jsou The Nature Conservancy (organizace vlastníci největší síť soukromých rezervací na světě) a National Audubon Society. Největší ochrannářskou organizací ve Velké Británii i Evropě je The National Trust, jehož základnu tvoří více než 2 miliony členů a která vlastní přes 200 tisíc ha pozemků, většinou zemědělské půdy, 900 km pobřeží, 162 parků a zahrad, 466 míst zvláštního vědeckého zájmu (Sites of Special Scientific Interest), 355 míst výjimečné národní krásy (Sites of Outstanding National Beauty), 940 technických památek a 40 tisíc archeologických nalezišť. V Nizozemsku je téměř jedna polovina chráněných území v soukromém vlastnictví (McNeely et al., 1994). Hlavním posláním mnoha těchto soukromých organizací je ochrana přírody, často spojená se školními programy a ekologickým vzděláváním. Tyto organizace se souhrnně nazývají CARTs – Conservation Amenity Recreation Trusts (Spolky na ochranu přírody, příjemného způsobu života a rekreace), což odráží jejich různorodé cíle. Jean Hocker, výkonný ředitel Land Trust Exchange (Sdružení pozemkových spolků), vysvětluje (Elfring, 1989):

BOX 5.2 Pozemkové spolky v ČR

Historie pozemkových spolků (PS) v České republice je velmi krátká (Pešout & Vlašín, 1999). Od roku 1979 existuje Český svaz ochránců přírody (ČSOP), který byl až do roku 1989 v podstatě jedinou organizací zabývající se ochranou přírody. ČSOP se tehdy zabýval prací v krajině na pozemcích různého stupně ochrany, které byly většinou ve státním nebo družstevním vlastnictví. Se změnou režimu po roce 1989 vznikla možnost pronájmu a koupě zvláště chráněných území i cenných nechráněných ploch. Začala vznikat také různá lokální a regionální sdružení zaměřená na praktickou ochranu přírody (například PS Čertoryje, PS na ochranu přírody a krajiny Valašskokloboucka, PS Klokočské skály, PS Ptačí ostrovy, PS pro přírodu a památky Podblanicka, PS na zajištění původního hospodaření, péči o krajinu a zachování genofondu ovocných dřevin v CHKO Pálava, PS aluvia dolního toku řeky Dyje apod.).

Nejčastějšími právně zakotvenými formami pozemkových spolků jsou občanská sdružení, nadace nebo nadační fondy a obecně prospěšné společnosti. Pozemkové spolky mohou nabýt vliv nad pozemkem:

- a) převodem do vlastnictví koupí, směnou pozemků (za jiný ve vlastnictví) nebo v podobě daru;
- b) dlouhodobým nájmem nebo nájmem na dobu neurčitou;
- c) zřízením práva věcného břemene (např. povinnost majitele pozemku provádět, nebo neprovádět určité zásahy, umožnit určité činnosti jiným osobám, v našem případě pozemkovým spolkům).

Z průzkumu, který provedl ČSOP během roku 1998, vyplynulo, že celkem se péči o chráněná území v ČR věnuje 62 různých neziskových organizací. Orgány ochrany přírody spolupracují ze 70 % se 119 základními organizacemi ČSOP, další spolupráce probíhá s články Hnutí Brontosaurus (4 %). V péči organizací ČSOP jsou území o celkové rozloze minimálně 11 300 ha, z toho jenom chráněná území (všech kategorií) zabírají 9600 ha. Ve většině případů (212 území) doposud převažuje stav, kdy organizace ČSOP nemá k území, o něž pečuje, žádný právní vztah; vlastnictví nebo nájem území existují jen v menší míře (celkem 34 území). Program *Místo pro přírodu* je otevřeným národním programem ČSOP, který chce iniciovat vznik pozemkových spolků v České republice. Měl by napomoci akreditaci spolků, poskytovat metodickou pomoc vznikajícím spolkům, prosazovat legislativní změny, které umožní ukotvit nezczitelnost pozemků a zajišťovat dlouhodobou popularizaci myšlenky pozemkových spolků ve státní správě, místní samosprávě, v ochránářské obci i mezi nejširší veřejností.

Pešout, P. (ed.). 1998. *Jak založit pozemkový spolek*. ÚVR ČSOP Praha, 170 p.

Pešout, P. & M. Vlašín. 1999. Pozemkové spolky v České republice. *Ochrana přírody* 54 (8): 234–237.

„Různé pozemkové spolky se mohou starat o rozdílné typy pozemků z rozličných důvodů. Některé chrání zemědělskou půdu, aby udržely ekonomické příležitosti pro místní zemědělce. Jiné udržují přírodní biotopy k zajištění existence chráněných druhů. Další chrání pozemky v povodí potoků a řek ke zlepšení nebo udržení kvality vody. Biologické, ekonomické, produkční, estetické, duchovní, vzdělávací nebo etické důvody k ochraně půdy jsou tak různorodé jako krajina sama.“

Státní správa, nevládní organizace a soukromí majitelé půdy mohou chránit pozemky také **omezením vlastnických práv** (conservation easements), na jejichž základě se majitelé pozemků vzdávají svých práv na komerční rozvoj a zástavbu zájmových pozemků, nebo vyčlení část svého pozemku pro účely ochrany výměnou za finanční náhradu či úlevy na daních. Pro mnoho vlastníků pozemků je přijetí věcného břemene zajímavou možností, neboť mohou ke svému pozemku obdržet finanční dotaci a navíc mají pocit, že se účastní záměrů ochrany přírody. Nabídka peněz nebo nižších daní není vždy nutná – mnoho vlastníků půdy dobrovolně přijímá omezení vyplývající z ochrany přírody bez kompenzací.

Další možností ochrany je **omezený (komerční) rozvoj** (limited development), při němž majitel pozemku, územní plánovači a ochránářské organizace dosahují kompromisu. Ten umožňuje opatrný „rozvoj“ nejméně významné části pozemku, aby bylo možné financovat ochranu zbytku. Omezené rozvojové projekty jsou často úspěšné, protože lze ochránářských cílů dosáhnout při menších peněžních výdajích a ochránářsky orientovaní vlastníci mohou ochránit a přitom finančně zhodnotit část svého majetku. Využívané území díky přilehlé chráněné části obvykle získává na hodnotě. Omezený rozvoj také dovozuje výstavbu potřebných budov pro expandující lidskou společnost.

Lokální působení pozemkových spolků je občas kritizováno kvůli snižování daní z chráněných pozemků a majetku. Pozemky pod věcnými břemeny sice mohou mít nižší daňové poplatky, avšak ztráty příjmů jsou často vyrovnány zvýšenou hodnotou majetku v blízkosti rezervace. Navíc pracovní příležitosti, zájezdy do přírody, výdaje turistů a studentské projekty, které souvisejí s přírodními rezervacemi, národními parky, oborami se zvěří a dalšími chráněnými plochami, zvyšují ekonomické příjmy místních občanů a tím i celé společnosti (Power, 1991). Přírodní rezervace zachovávají krajinný ráz a zvyšují kulturní dědictví místních obyvatel.

Státní správa na národní úrovni

Ve většině moderních společností hraje vedoucí roli v ochraně přírody státní správa. Vyhlášení národních parků je běžnou ochránářskou strategií. Národní parky představují často nejdůležitější kategorii chráněných území mnoha zemí. Například národní parky a chráněná území Kostariky pokrývají 700 tisíc ha, což je téměř 14 % národní rozlohy (WRI, 1998). Vně parků pokračuje rychlé odlesňování a brzy mohou parky reprezentovat jediná neporušená území státu. V roce 1998 pokrýval systém 379 národních parků USA plochu 35 mil. ha (U.S. National Park Service, 2000a, b).

Národní zákonodárné a výkonné orgány státní správy jsou základními nástroji při vytváření národních norem znečištění životního prostředí a při jejich uplatňování. Zákony regulující emise v ovzduší, vypouštění odpadních vod, skládání odpadů a využívání mokřadů jsou často vytvořeny k ochraně lidského

zdraví, majetku i přírodních zdrojů, jako je pitná voda, lesy, zdroje pro komerční a sportovní rybolov. Účinnost, s jakou jsou tyto zákony prosazovány, odráží schopnost státu chránit zdraví svých občanů a celistvost přírodních zdrojů. Současně tyto zákony chrání společenstva, která by byla jinak zničena znečištěním; znečištění ovzduší nejen působí dýchací potíže lidem, ale také poškozuje lesy a přirozená společenstva a znečištění pitné vody ničí vodní i suchozemské druhy.

Státní správa má rovněž podstatný vliv na ochranu biologické diverzity pomocí kontroly státních hranic, přístavů a obchodování. Kvůli ochraně lesů a regulaci jejich využití může zakázat kácení, jak to udělalo Thajsko po katastrofálních povodních, omezit export kulatiny, což učinila Indonésie, nebo penalizovat těžební společnosti za škody způsobené životnímu prostředí. Pro ochranu vzácných druhů může stát omezit vlastnictví určitých druhů a kontrolovat veškerý jejich dovoz a vývoz. Například vývoz silných lebečních kostí (cenná mezinárodní surovina používaná v řezbářství) vzácného ptačího druhu dvojzoborožce velkého (*Buceros rhinoceros*) z Malajsie je vládou přísně kontrolován.

Tradiční společnost a trvale udržitelný rozvoj

Jak už bylo zmíněno v kap. 2 a 4, podstatná část biodiverzity je soustředěna v místech, kde původní obyvatelé žili po mnoho generací a trvale udržitelným způsobem využívali přírodní zdroje ve svém okolí. Domorodí obyvatelé žijící tradičním způsobem na venkově, relativně málo zasažení moderními technologiemi, jsou nazýváni různě: kmenové (tribal), původní (indigenous), domorodé (native) nebo přírodní národy (traditional people, Dasmann, 1991). Původní obyvatelstvo je třeba odlišovat od pozdějších osadníků, kteří se již tolik nezajímají o stav společenstev a neznají místní druhy rostlin a zvířat. Celosvětově je doloženo přibližně 250 mil. příslušníků přírodních národů ve více než 70 zemích, kteří obývají 12–19 % celkové plochy pevniny (Redford & Mansour, 1996). Bohužel přírodní národy žijící podle tradiční kultury postupně mizí. Ve většině oblastí světa domorodci stále více přicházejí do kontaktu s moderní civilizací a jejími vymoženostmi, které mění jejich životní hodnoty a náboženská přesvědčení (zvláště u mladých členů společnosti).

Lidé ve své historii obývali téměř všechny suchozemské ekosystémy světa po tisíce let jako lovci, rybáři, rolníci a sběrači. Dokonce i odlehlé tropické deštné lesy, které byly vládními a nevládními organizacemi prohlášeny za „divočinu“, obvykle hostí řídké lidské osídlení. Ve skutečnosti byly tropické oblasti světa obzvláště dlouhodobě spojeny s lidskou společností, neboť tropy nebyly zaledněny a jsou zvláště vhodné pro život lidí. Obrovská biodiverzita tropů koexistovala s lidskou společností po tisíce let a na mnoha místech lidé nijak výrazně nepoškodili rozmanitost svého okolí (Gomez-Pompa & Kaus, 1992). Přírodní národy používající zavlažovací metody a pěstující směs plodin byly obvykle schopny udržovat relativně vysokou hustotu obyvatel, aniž by

ničily své prostředí nebo okolní společenstva. Současné složení společenstev a relativní hustota rostlin a živočichů může na mnoha místech odrážet předchozí lidské aktivity – lov určité zvěře, rybolov nebo pěstování a chov užitečných druhů (Redford, 1992). Běžně používané zemědělské systémy známé jako **mýtní hospodaření** (swidden agriculture), **stěhovavé polaření** (shifting cultivation) nebo primitivní zemědělství typu „**pokácej a vypal**“ (slash-and-burn) také ovlivňují lesní strukturu a druhové složení vytvářením mozaiky různověkých lesních porostů. V praxi jsou stromy na určité ploše vykáceny, rostlinný materiál je spálen a na živinami bohatém popelu se pěstují plodiny (obr. 5.2). Živiny jsou po jedné či několika sklizních zcela vyčerpány

Obr. 5.2 A. Původní obyvatelé nížinné oblasti v okolí řeky Yuat na severu Papuy-Nové Guineje žijí v malých vesnicích, které jsou závislé na stěhovavém zemědělství. Kromě přistávací dráhy a roztroušených obydlí jsou na obrázku vidět vykácená a vypálená políčka. Tento způsob obživy zde existuje již po tisíce let v souladu s přírodou. (Foto V. Novotný) B. Příklad vykáceného políčka se zbytky uschlé původní vegetace a pěstovanou zeleninou. Políčka obvykle nepřesahují velikost 1 hektaru a domorodci na nich pěstují směs několika plodin, převážně ovoce a zeleniny. Tento způsob maloplošného zemědělství nepoškozuje životní prostředí, naopak se podílí na vzniku mozaiky různověkých porostů podobně jako maloplošné sesuvy půd, požáry či světliny po pádu lesních velikánů. (Foto J. Lepš)



a vyplaveny dešti, poté rolník opustí dosavadní políčko a začne kácet novou plochu lesa pro založení nového pole. Tento systém dobře funguje a nepoškozuje životní prostředí při nízké hustotě lidské populace a rozsáhlém zalesněném území.

Původní národy umí nejen koexistovat se svým prostředím v přirozené rovnováze, ale také dokážou udržovat biologickou rozmanitost ve svém okolí, jak ilustrují tradiční agroekosystémy a lesní porosty Huaxtéků v severovýchodním Mexiku (Alcorn, 1984). Huaxtékové kromě trvalých polních kultur a mýtního hospodaření obhospodařují lesy – známé jako *te'lom* – na svazích hor, podél vodních toků a v dalších oblastech, které nejsou vhodné pro intenzivní zemědělství (obr. 5.3). V těchto lesích roste přes 300 druhů rostlin, z nichž lidé získávají potravu, dříví a další potřebné produkty. Druhové složení lesů je pozměňováno ve prospěch užitečných druhů rostlin výsadbou a pravidelnými probírkami. Tyto lesní zdroje umožňují huaxtéckým rodinám přežít neúrodu na poli. Podobné příklady intenzivně obhospodařovaných lesů v okolí vesnic původních národů existují na celém světě (Oldfield & Alcorn, 1991; Nepstad & Schwartzman, 1992; Redford & Padoch, 1992).

Vztahy tradičních národů k přírodě

Západní civilizace vnímá přístup přírodních národů k ochraně životního prostředí z různých hledisek. Na jedné straně jsou původní obyvatelé vnímáni jako ničitelé biodiverzity, kteří kácí lesy a nadměrně loví zvěř. Na straně

Obr. 5.3 Huaxtécká žena v původním obhospodařovaném lese (tzv. *te'lom*) v severovýchodním Mexiku sbírá plody *sapodillas* ovocného stromu *Manilkara achras* (čeleď Sapotaceae) a řízky tropického stromu *Plumeria rubra* (čeleď Apocynaceae) pro další pěstování. Kůra, listy, latex a květy *plumerie ostrolisté* mají široké uplatnění v lidovém léčitelství. (Alcorn, 1984; foto Janis Alcorn)



druhé jsou pokládáni za „charakterní divočky“ žijící v harmonii s přírodou a minimálně poškozující své přírodní okolí. Pravda je někde mezi oběma extrémami, neboť tradiční společnosti jsou vysoce variabilní a neexistuje žádný jednoduchý popis jejich vztahu k životnímu prostředí, který by se hodil na všechny skupiny (Alcorn, 1993). Navíc jsou rozdílné také uvnitř sebe samých společností, rychle se mění podle vnějších vlivů a často existuje značný rozdíl mezi starší a mladší generací.

Mnoho tradičních národů má vyvinutý silný vztah k přírodě, který se označuje termínem **ekologická etika** (conservation ethics). Její smysl není tak jasně formulovaný jako zásady ochrany přírody v rozvinutých zemích, avšak ovlivňuje každodenní lidské jednání mnohem více než v západní civilizaci (Gomez-Pompa & Kaus, 1992; Western, 1997). Dobře zdokumentovaným příkladem jsou jihoameričtí indiáni kmene Tukano ze severozápadní Brazílie (Chernela, 1987), kteří se živí kořenovými plodinami a říčními rybami (obr. 5.4). Tito lidé mají silné náboženské a kulturní předsudky vůči kácení stromů podél horního toku řeky Rio Negro, které považují za důležité pro zachování rybí populace. Lidé kmene Tukano věří, že tyto lesy náležejí rybám a nesmí se kácet. Sami vyznačili rozsáhlá rybí útočiště a dovolují rybolov pouze podél 40 % říčních břehů. Antropoložka Janet M. Chernelová říká: „Jelikož život rybářů závisí na říčním systému, jsou si lidé kmene Tukano vědomi souvislosti mezi životním prostředím a životním cyklem ryb – a zejména role, kterou hraje okolní les při doplňování živin a organismů do potravní sítě ryb.“

Obr. 5.4 Říční ryby jsou hlavním zdrojem bílkovin pro příslušníky kmene Tukano v amazonském povodí, kteří mají značné ochranné citění díky jejich kulturnímu a náboženskému přesvědčení. Domorodci nekácejí okolní lesy, neboť věří, že země, na níž tyto lesy rostou, patří rybám. (Foto © Paul Patmore)



Obr. 5.5 Buddhističtí kněží v Thajsku přednášejí modlitby a požeňání na ochranu stromů před komerčním kácením. (Foto Projekt ekologické obnovy, Bangkok)



Život původních obyvatel je úzce spjat s jejich okolním prostředím, a proto se domorodci občas dokonce chápou iniciativy v ochraně biodiverzity před destrukcí vnějšími činiteli. Ničení společných lesů vládně podporovanou těžbou je nejčastějším důvodem protestů původních obyvatel na celém světě (Poffenberger, 1990). Rostoucí ekologická krize v Himálaji podnítila vznik

celosvětově známého hnutí Chipko neboli „Obejmi strom“, inspirovaného gándhiovskou filozofií nenásilného odporu (Gadgil & Guha, 1992). Malý lovecko-sběračský kmen Penan na Borneu na sebe obrátil celosvětovou pozornost blokadami přístupových cest do svých tradičních lesů. Buddhističtí kněží v Thajsku spolupracují s vesničany při ochraně obecních lesů a posvátných hájů před komerčním kácením (obr. 5.5). Zplnomocnění místních obyvatel a získání legálního oprávnění k užívání jejich tradičně vlastněných pozemků jsou často důležitým krokem při zakládání chráněných oblastí v rozvojových zemích.

Místní obyvatelé versus ochrana přírody

Původní obyvatelé v rozvojové části světa obvykle získávají potřebné produkty, včetně potravy, palivového dříví a stavebních materiálů, ze svého okolí. Bez těchto přírodních produktů by některé národy možná nebyly schopné přežít. Původní obyvatelé si vytvořili lokální vlastnická práva na přírodní zdroje, která jsou občas uznávána i jejich vládami. Jestliže tato práva nejsou respektována a dojde k vytvoření nového národního parku, nebo jsou-li hranice existujícího parku nekompromisně střeženy, mohou být lidé odříznuti od zdrojů, které tradičně užívali, nebo dokonce chránili. Obvyklý postup přehlížení tradičních práv a zvyků místních obyvatel při zřizování nových

chráněných území byl označen za **ekokolonialismus** (ecocolonialism) pro zřejmou podobnost se zneužíváním práv původních obyvatel v dobách vrcholného kolonialismu (Cox & Elmqvist, 1997). Vytvořením národního parku za takových okolností se z místních obyvatel stávají pytláci a narušitelé zákona, třebaže nijak nezměnili své chování. Většina původních obyvatel reaguje na krácení svých vlastnických práv nepřátelsky (Poffenberger, 1996; Homer-Dixon, 1999). Pokud cítí, že jim park a jeho zdroje přestaly náležet, mohou začít plenit zdroje parku destruktivním způsobem. Lidé mohou nedovoleně přecházet hranice parku, což vede ke konfrontacím s jeho strážci. Tyto konflikty už nejednou vyústily v násilí, a dokonce ztráty na životech.

Extrémní příklad takového sporu se vyskytl v roce 1989, když rozrušení příslušníci kmene Bodo indického státu Ásam zabili 12 zaměstnanců rezervace divoké zvěře Manas a začali na jejím území hospodařit a lovit (McNeely et al., 1990). Lidé kmene Bodo hájili svůj čin tím, že se snažili o opětovné získání tradičních pozemků, které jim byly ukradeny britskou vládou a nebyly navraceny následující vládou Indie. Skutečnost, že byl park zařazen na seznam lokalit světového dědictví kvůli populacím ohrožených druhů, jako jsou nosorožec indický (*Rhinoceros unicornis*) a prase zakrslé (*Sus salvanius*), se podle nich kmene Bodo netýká. Výhody přírodní rezervace jim patrně nikdo nevysvětlil.

V rozvojových zemích často není možné jednoznačně oddělit krajinu užívanou místními obyvateli k získávání přírodních zdrojů od přísně chráněných území. V mnoha oblastech je lidem dovoleno pravidelně vstupovat do chráněných území, aby mohli získávat přírodní produkty. Například biosférické rezervace, mezinárodně určené k užívání krajiny, umožňují místním lidem využívat zdroje ve vymezených ochranných zónách. Jiným příkladem je Královský národní park Čitván v Nepálu, který povoluje domorodcům jednou za rok nasekat si trávu na pokrytí střechy došky (obr. 5.6; Lehmkuhl et al., 1988). Kromě toho je v mnoha afrických rezervacích větší zvěř legálně lovena (Lewis et al., 1990). Mezi původními obyvateli a vládami byly sjednány dohody umožňující pastvu dobytka uvnitř určitých afrických parků výměnou za ponechání divoké zvěře mimo park v klidu. Prostřednictvím takových kompromisů jsou životní potřeby původních obyvatel zahrnuty do územních plánů péče o chráněná území ku prospěchu obyvatel i rezervací. Tyto kompromisy, známé jako **projekty integrovaného rozvoje a ochrany přírody** (integrated conservation-development projects), jsou považovány za cennou strategii ochrany přírody (Wells & Brandon, 1992; Primack et al., 1998; Caldecott, 1996; Maser, 1997).

Biologická a kulturní rozmanitost

Biologická a kulturní diverzita spolu často souvisejí. Tropické oblasti světa, kde se nachází největší koncentrace druhů, obvykle vynikají obrovskou kulturní a jazykovou rozmanitostí. Zeměpisná izolace vytvořená horskými

Obr. 5.6 Místní obyvatelé v Královském národním parku Čitván v Nepálu používají nasekanou trávu na pokrytí střechy došky. Správci parku váží hromady trávy, aby se sklizeň zachovala na udržitelné úrovni. (Foto © John E. Lehmkuhl)



masivy a složitými říčními systémy podporuje nejen speciální procesy, ale také rozrůžňování lidské kultury. Variabilita kultur, které nacházíme na místech, jako jsou střední Afrika, Amazonie, Nová Guinea a jihovýchodní Asie, představuje jeden z nejcennějších zdrojů lidské civilizace umožňující jedinečný náhled do podstaty filozofie, náboženství, psychologie, hudby, umění a využití krajiny (Denslow & Padoch, 1988). Ochrana těchto původních kultur v rámci jejich přirozeného prostředí poskytuje příležitost pro dosažení dvou cílů: ochrany biodiverzity a zároveň uchování kulturní rozmanitosti. Mexický ochránce přírody Victor Toledo popisuje vlastní zemi takto (1988):

„V zemi, která je typická kulturní rozmanitostí svých venkovských obyvatel, je obtížné navrhnout strategii ochrany přírody bez ohledu na kulturní rozměr – hluboký vztah, který existuje už od nepaměti mezi *přírodou a lidskou kulturou*... Téměř každý druh rostliny, skupina živočichů, typ půdy a krajiny má odpovídající název, praktické využití, náboženský nebo rituální význam. Ochrana přírodního dědictví země bez uchování kultury, která mu dodává správnou atmosféru, vede k pouhé redukci přírody na něco, co je mimo dosah poznání, neměnné, vzdálené a skoro mrtvé.“

Rozmanitost kultury je úzce propojena s genetickou diverzitou pěstovaných plodin. Obzvláště v horských oblastech se vlivem zeměpisné izolace kultur vyvinuly místní rostlinné odrůdy známé jako **krajové odrůdy** (land races); tyto kultivary jsou adaptovány na místní podnebí, půdní typ a škůdce a uspokojují nároky místních obyvatel. Jejich genetická variabilita má celo-

BOX 5.3 Záchrana starých a krajových odrůd v CHKO Bílé Karpaty

Vhodným příkladem k ilustraci záchrany genetických zdrojů je pokus ZO ČSOP Bílé Karpaty o záchranu starých a krajových odrůd ovocných dřevin, který probíhá již od počátku devadesátých let 20. století. Výsledky mapování ovocných stromů jsou uloženy v databázi se záznamy o 500 odrůdách ovocných stromů. Nejrozšířenějším ovocným druhem Bílých Karpat jsou jabloně. K zajímavějším odrůdám patří *Malvazinka*, *Jadernička moravská*, *Skleňovky* a *Plesníky*. Z hrušní je nejvýznamnější *Oharkula*, která se nepadobá žádné odrůdě v zahraničí. Oblast Bílých Karpat je bohatá i na kulturní odrůdy slivoní; mnoho místních typů nebylo doposud přesně určeno. Na některých z nich nebyly nalezeny žádné příznaky šarky, což zvyšuje jejich význam pro ochranu genofondu. Na genofondové ploše o velikosti asi 3 ha bylo vysázeno 450 stromů. Stromy pěstované ve školkách jsou k dispozici pro výsadbu do krajiny nejen vlastníkům a uživatelům pozemků, ale také obcím a projektantům biokoridorů v rámci územního systému ekologické stability. Výsledky mapování jsou již několik let prezentovány na ovocnářských výstavách v regionu. Ve spolupráci se správou CHKO Bílé Karpaty a s některými obcemi se organizace snaží obnovovat i staré ovocné sady.

světový význam pro moderní zemědělství z hlediska potenciálního obohacení genofondu pěstovaných druhů (viz kap. 3, box 5.3).

Zapojení tradičních společností do zájmů ochrany přírody

Existuje několik strategií pro integraci ochrany biodiverzity, obyčejů původních národů a genetické variability tradičních plodin. Většinu z nich lze označit za projekty integrovaného rozvoje a ochrany přírody. Mnoho těchto programů byl zahájeno během posledního desetiletí, což nabízí příležitost k jejich zhodnocení a vylepšení (Salafsky & Margoluis, 1999).

Biosférické rezervace. Program **Člověk a biosféra** (Man and Biosphere – MAB) je mezinárodní program organizace UNESCO při OSN, jehož se nyní účastní asi 140 států, které si vytvořily národní komitety pro tento program. Cílem programu MAB je podle jeho zakládací listiny z roku 1970 „rozvinout v rámci přírodních a socioekonomických věd základnu pro racionální využívání přírodních zdrojů biosféry a pro zlepšení vztahů mezi lidmi a přírodním prostředím, předvídat důsledky dnešních aktivit pro zítřejší svět a tím posilovat lidskou schopnost účinně hospodařit s přírodními zdroji biosféry“. MAB takto razí cestu k uplatňování zásad trvale udržitelného využívání a ochrany přírodních zdrojů a krajiny.

Ve svém prvním desetiletí navazoval MAB tematicky na dřívější Mezinárodní biologický program (IBP, 1965–1974) a sestával ze 14 velkých mezinárodních projektů. Každý projekt se zabýval některým význačným světovým biotem, např. lesy v tropech či mírných pásmech, travinnými ekosystémy, pouštěmi, tundrou, sladkými vodami, moři, horskými ekosystémy nebo také městskými ekosystémy a vlivem velkých technických děl na krajinu. Jeden

projekt MAB se soustředil na uplatnění principů trvale udržitelného rozvoje a ochrany ekosystémů ve vybraných územích, kde se udržely jednak cenné přírodní ekosystémy, jednak doklady úspěšného soužití mezi přírodními složkami životního prostředí a racionálním využíváním přírodních zdrojů a krajiny lidmi. Taková území dostala název **biosférické rezervace** (dále jen BR). Podle strategie MAB mají být BR určitými „ohnisky“, odkud se bude dále do světa šířit uplatnění trvale udržitelného využití přírodních zdrojů, včetně ochrany nejvzácnějších součástí přírody typických pro danou oblast. Významnou složkou činnosti BR je také ekologická výchova a osvěta. Každá BR má, pokud možno, obsahovat ukázky:

1. hlavního biomu typického pro danou oblast;
2. výjimečných nebo ojedinělých ekosystémů, nebo rostlinných a živočišných populací;
3. uchování přírodních hodnot prostředí a tradičního využívání přírodních zdrojů místním obyvatelstvem;
4. degradovaných ekosystémů vyžadujících rehabilitaci.

Podle míry narušení přírodního charakteru území je každá BR rozdělena na tři zóny, které jsou v současné krajině často rozdrobené:

- a) *jádrovou zónu*, zahrnující nejlépe dochované přírodní nebo přírodě blízké ekosystémy;
- b) *nárazníkovou zónu*, udržitelně obhospodařovanou, zpravidla obklopující jádrovou zónu;
- c) *přechodovou zónu*, kde se hospodaří způsoby obvyklými pro danou oblast s tím, že slučitelnost hospodaření s uchováním přírodních hodnot území bude postupně vzrůstat.

Přehled biosférických rezervací České republiky je uveden v boxu 5.4.

Hodnotným příkladem biosférické rezervace je Kuna Yala na severovýchodním pobřeží Panamy (Gregg, 1991). V této chráněné oblasti 60 000 ha tropického lesa žije v 60 vesnicích asi 30 000 lidí kmene Kuna, kteří provozují tradiční lékařství, zemědělství a lesnictví, zatímco inventarizace a výzkum jsou vedeny vědeckými institucemi. Kmen Kuna citlivě reguluje míru vědeckého výzkumu v rezervaci – trvá na místních školeních, žádá vědce o prezentaci výzkumu ještě před opuštěním oblasti, vybírá za výzkum poplatky a nařizuje vědcům doprovod místními průvodci. Kontroluje dokonce způsob a rychlost ekonomického rozvoje rezervace za účasti placených externích poradců. Účast kmene Kuna na ochraně přírody je neobvyklá a poukazuje na potenciál tradiční společnosti v kontrole svého osudu, kultury a životního prostředí. Bohužel navrácení plné moci původním národům ještě není zárukou, že biodiverzita bude zachována; obzvláště kvůli změně nebo zániku tradičních zvyků, zvýšenému ekonomickému tlaku na nadměrné užívání zdrojů a špatně vedeným projektům (Oates, 1999). Sociální změny se projevují i v kmeni Kuna, neboť tradiční ochránářské cítění eroduje pod vnějšími vlivy

BOX 5.4 Biosférické rezervace České republiky

Ve světě je nyní téměř 400 biosférických rezervací (BR), z toho nejvíce (asi 130) v Evropě. Bývalé Československo se účastnilo programu MAB velmi aktivně už od jeho počátku a v roce 1993 přešla tato účast automaticky na Českou a Slovenskou republiku. V České republice je nyní (v roce 2000) šest BR, některé z nich navazují na BR sousedních států nebo jsou s nimi spojené: Bílé Karpaty (navazuje na CHKO Biele Karpaty na Slovensku), Krkonoše/Karkonosze (společná BR s Polskem), Křivoklátsko, Pálava, Šumava (navazuje na BR Bavorský les v SRN) a Třeboňsko.

Mezinárodní spolupráce mezi sousedními nebo ekologicky si podobnými BR (i od sebe vzdálenými) je velmi žádoucí. O stavu BR je každý národní komitét MAB povinen periodicky informovat ústředí MAB v Paříži. Český národní komitét MAB se navíc snaží do BR soustředit většinu výzkumných aktivit podnikaných v ČR pod patronací MAB, včetně dlouhodobého sledování změn v ekosystémech (LTER, box. 3.1).

Název BR	Třeboňsko	Křivoklátsko	Pálava	Šumava	Krkonoše	Bílé Karpaty
Rok schválení	1977	1977	1986	1990	1992	1996
Plocha (km ²)	700	628	80	1671	548	715
Krajinný systém	odvodněná pánev s jezerními sedimenty	pahorkatina po obvodu říčního údolí	vápencová pahorkatina, na okraji Panonie	středohory modelované kar. ledovci	vysokohoří en miniature	středohory, západní okraj karpatského systému
Převládající biomy	jedlové doubravy, bory, mokřady, písčiny	smíšené lesy, břehové porosty	teplomilné smíšené lesy, svahové stepi	jehličnatá tajga, bučiny, druhotné luční bezlesí	smrčiny, kosodřevina, druhotné louky	bučiny, druhotné louky
Rarity jádrové zóny	rákosiny, rašeliniště, avifauna	vrcholové pleše, skalní útvary	teplomilné laděná flóra i fauna	vrchoviště, led. kary, led. jezera	arktoalpínská tundra, kary	flóra a fauna orchidejových luk
Stresové podněty, disturbance	odvodňování, eutrofizace, monokultury	monokultury, okus zvěře, chatařství	invaze cizích druhů, eutrofizace, tech. stavby	nepůvodní porosty smrku, kůrovec, vítr, okus zvěře	znečištění vzduchu, nezvládnutá turistika	opuštěné nesekané louky, eroze na svazích
Priority ochrany a hospodaření	rovnováha zemědělství, rybníkářství	přeměna monokultur, přiměřené stavy zvěře	ochrana původního reliéfu	přeměna monokultur, management bezlesí	přeměna monokultur	kosení orchidejových luk, ochrana lokální kultury

Jeník, J. et al. 1996. *Biosférické rezervace České republiky. Příroda a lidé pod záštitou UNESCO*. Empora, Praha, 160 p.

a mladí lidé začínají pochybovat o potřebě přísně chráněných rezervací (Redford & Mansour, 1996).

Zemědělská ochrana přírody in situ. V mnoha oblastech světa zemědělci pěstující lokálně adaptované odrůdy plodin mohou uchovat jejich gene-

tickou variabilitu (obr. 5.7). Například tisíce různých odrůd brambor jsou pěstovány jihoamerickými farmáři v Andách; často pěstují mnoho odrůd na jednom poli, čímž minimalizují riziko neúrody a produkují rozdílné odrůdy pro různé použití. Podobně tradiční farmáři na Borneu pěstují více než 50 odrůd rýže. Tyto místní variety často obsahují jedinečné geny výhodné v boji proti nemocím, nedostatku živin, škůdcům, období sucha a jiným změnám životního prostředí (Cleveland et al., 1994). Navíc tyto krajové odrůdy vytvářejí nové genetické kombinace, z nichž některé mohou být účinné při řešení celosvětových environmentálních problémů. Je škoda, že zemědělci na celém světě opouštějí způsoby tradičního pěstování krajových odrůd ve prospěch vysoce výnosných kultivarů. V zemích, jako jsou Indonésie, Srí Lanka a Filipíny, přijalo moderní kultivary plodin přes 80 % zemědělců.

Zatímco zvýšený výnos může být z krátkodobého hlediska pro farmářské rodiny a jejich státy výhodný, dlouhodobá vitalita moderního zemědělství závisí na ochraně genetické variability místních odrůd. Jeden z inovačních projektů navrhuje vznik mezinárodního zemědělského orgánu, který by finančně podporoval vesnice, jež by se *in situ* staly správci lokálních odrůd (Wilkes, 1991; Altieri & Anderson, 1992). Osadníci těchto oblastí by měli být podporo-

Obr. 5.7 Je užitečné vnímat tradiční zemědělské postupy jak z kulturní, tak zemědělské perspektivy. Syntéza obou pohledů může vést od teoretických a metodologických přístupů směrem k ochraně životního prostředí, lidské kultury a genetické variability nacházené v těchto tradičních agroekosystémech. (Altieri & Anderson, 1992)



vání v pěstování svých krajových plodin tradičními způsoby, aby uchovali nepostradatelný zdroj genů pro moderní šlechtitelské programy.

Programy založené na postupech ochrany přírody *in situ* už byly na několika místech realizovány. Konkrétně v Mexiku se některé rozvojové programy snaží integrovat tradiční zemědělství, ochranu přírody a výzkum (Benz et al., 1990; Toledo, 1991). Příkladem je biosférická rezervace Sierra de Manantlán v západním Mexiku, velká 140 000 ha, která byla založena na ochranu jediné známé populace *Zea diploperennis*, trvalky příbuzné kukuřici. Rezervace navíc chrání bohatý subtropický les s mnoha dosud nepopsanými druhy. Tato rostlina, která se vyskytuje pouze na opuštěných lesních farmách zvaných „milpas“ (políčka vytvořená tradičním stěhovavým hospodařením), má potenciální hodnotu z hlediska uchování genů, jež mohou být v budoucnosti použity na záchranu jednoleté kukuřice, vyčíslenou na 55 mld. USD ročně (obr. 5.8). Představte si vytrvalou kukuřičnou plodinu, která by nemusela být každoročně sázena, navíc odolnou vůči chorobám! V tomto případě závisí dlouhodobá ochrana druhu *Zea diploperennis* ve volné přírodě na podpoře místních zemědělců – je třeba, aby nepouštěli pozemky a nadále praktikovali své tradiční pěstební postupy.

Trochu odlišný přístup používaný v aridních oblastech jihozápadní části USA spojuje metody tradičního zemědělství a zachování genofondu (Nabhan, 1989). Soukromá organizace nazvaná Native Seeds/SEARCH sbírá semena tradičních kultivarů plodin a dlouhodobě je uchovává. Organizace také povzbuzuje rolníky k pěstování původních plodin, zásobuje je semeny tradičních kultivarů a vykupuje neprodané přebytky. Jednotlivé státy také ustanovily zvláštní rezervace na ochranu oblastí, kde se vyskytují planě příbuzné pěstované plodiny. Speciální rezervace chrání např. planě příbuzné pšenice, ovsa a ječmene v Izraeli a citrusů v Indii.

Obr. 5.8 *Zea diploperennis* je vytrvalým příbuzným kukuřice rostoucí v biosférické rezervaci Sierra de Manantlán v Mexiku. Na obrázku nese americký vědec Mike Nee náruč sklizené *Zea diploperennis*. (Foto Hugh Iltis)



Rezervace vyhrazené pro dlouhodobě udržitelné využívání domorodým obyvatelstvem. V mnoha oblastech světa užívali domorodci po celá desetiletí, nebo dokonce staletí přírodní produkty poskytované okolními společenstvy. Prodej a výměnný obchod těchto produktů tvoří hlavní část jejich živobytí. Místní obyvatelé pochopitelně mají velký zájem na udržení svých práv, aby mohli pokračovat ve využívání přírody. V oblastech, kde sběr přírodních produktů představuje nedílnou součást života domorodé společnosti, vyvolává zřízení chráněného území vylučujícího tradiční sběr velký odpor místní komunity, stejně jako rabování půdy při využívání přírodních zdrojů a přeměna pozemků pro jiné účely. Nový typ chráněných území, známý jako **vyhrazené rezervace** (extractive reserves), může představovat dlouhodobé řešení daného problému.

Brazílská vláda se pokouší vyhovět zákonným požadavkům původních obyvatel pomocí vyhrazených rezervací, v nichž mohou domorodci sbírat přírodní produkty, jako jsou kaučuk, pryskyřice a para ořechy, způsobem minimalizujícím poškození lesního ekosystému (Murrieta & Rueda, 1995). Vyhrazené rezervace, které v současnosti zahrnují 3 mil. ha, zabezpečují původním obyvatelům pokračování v dosavadním způsobu života a chrání pozemky před jejich případnou přeměnou na pole a pastviny. Tato péče o krajinu chrání také biologickou rozmanitost, neboť zdejší ekosystém zůstává v podstatě nenarušen. Navzdory těmto výhodám mohou populace velkých živočichů v rezervacích nadále klesat v důsledku lovu zvěře pro obživu domorodců.

Skutečným podnětem pro místní obyvatele, kteří spoléhají na sběr přírodních produktů ve vyhrazených rezervacích, je vytváření produktů, které mohou prodat za dobrou tržní cenu. Pokud domorodí obyvatelé nemohou přežít ze sběru a prodeje přírodních surovin, mohou být ze zoufalství donuceni pokácet své lesy, prodat užitkové dříví a půdu použít k zemědělství. Ekonomická životaschopnost těchto rezervací je sporná, neboť mnoho z nich nemůže existovat bez vnější finanční podpory.

Spolupráce s tradičními národy. V mnohých případech místní obyvatelé chrání lesy, řeky, pobřežní vody, divokou zvěř a rostliny v okolí svých domovů. Tato ochrana je často prosazována vesnickou radou starších a je založena na náboženských a kulturních tradicích. Státní a ochránářské organizace mohou napomoci těmto místním ochránářským aktivitám svou asistencí při získávání legálního oprávnění k užívání tradičních pozemků, poskytováním přístupu k vědeckým expertizám a financováním rozvoje nezbytné infrastruktury. Příkladem takového projektu je Společnost Baboon Sanctuary ve východním Belize, která vznikla kolektivní dohodou mezi vesnicemi pro ochranu lesních biotopů, jež jsou nezbytné pro místní populaci vřešťanů *Alouatta pigra* (Horwich & Lyon, 1998). Ekoturisté navštěvující rezervaci musí zaplatit poplatek společnosti a příplatek, jestliže chtějí zůstat přes noc a jíst v místní rodině. Ochranáři pracující v dané oblasti poskytli místním tu-

ristickým průvodcům školení, soubor vědeckých informací o přírodě, finanční prostředky pro místní přírodovědné muzeum a obchodní školení hlavním představitelům vesnic.

Na tichomořských ostrovech Samojského souostroví je většina území deštných lesů v kolektivním vlastnictví domorodých kmenů (Cox, 1997). Vesničané jsou pod stále sílícím tlakem na prodej dříví ze svých lesů, aby mohli zaplatit školné a další nezbytnosti. Navzdory tomu mají domorodí obyvatelé silný vztah k ochraně lesů pro jejich náboženský a kulturní význam i kvůli tomu, že jsou cenným zdrojem léčivých rostlin a dalších produktů. V americké části Samoy si vláda USA od vesnic pronajala lesy a pobřežní pozemky, aby na nich zřídila nový národní park. V tomto případě si vesničané uchovávají vlastnictví půdy a práva na tradiční sběr a lov. Hlavním představitelům vesnic byla také nabídnuta místa v poradní komisi parku. Na Západní Samoí financují mezinárodní ochránářské organizace a různí sponzoři výstavbu škol, zdravotnických zařízení a dalších veřejně prospěšných projektů, které vesničané potřebují, výměnou za zastavení veškerého komerčního kácení. Každý takto využitý dolar se dvakrát zhodnotí, jednou v ochraně lesů a podruhé v humanitární pomoci domorodým obyvatelům.

Vybudování trvalých místních institucí bylo klíčem k úspěchu takto orientovaných projektů. Iniciativy ochrany přírody, které musí spolupracovat se současnými přistěhovalci nebo demoralizovanými domorodci, jsou všeobecně mnohem komplikovanější. Přestože spolupráce s původními obyvateli může být cenným konečným cílem, v mnoha případech může být v praxi neuskutečnitelná. Někdy je naprosté vyloučení lidí z chráněných území a přísné střežení jejich hranic jediným možným způsobem, jak ochránit biodiverzitu. Bez ohledu na to, zda lidé pomáhají, či brání ochránářským aktivitám, pro většinu z nich jsou mnohem důležitější problémy dotýkající se jejich každodenního života. V mnoha případech bude vylepšení životní úrovně původních obyvatel nezbytnou součástí strategie ochrany biologické rozmanitosti rozvojových zemí (Hackel, 1999). Ochránci přírody by se měli nejen snažit zaktivizovat místní obyvatele k podpoře ochrany přírody, ale také naslouchat jejich protestům a potřebám.

Příklady zapojení místních obyvatel do výzkumné činnosti. V posledních letech se věnuje značná pozornost dokumentaci biodiverzity tropických oblastí, jejíž velkou část představuje hmyz, zejména býložravý a parazitický. Diverzitou tropického hmyzu se v současnosti zabývá několik rozsáhlých projektů, zejména v Kostarice (Janzen et al., 1993) a na Papui-Nové Guineji (Basset et al., 2000). Oba tyto projekty studují lokální druhovou bohatost a hostitelskou specializaci hmyzu, který se živí na širokém druhovém spektru dřevin deštného lesa. Jsou příkladem eko-entomologického výzkumu tropických oblastí probíhajícího mnoho let na různých stanovištích, který obvykle poskytne ohromný studijní materiál obsahující až statisíce jedinců ze stovek až tisíců druhů různorodého hmyzu. Jeho rozřídění a identifikace vyžadují kvalifiko-

vané vědecké síly, kterých je v tropech nedostatek, a pobyt zahraničních vědců by byl rovněž obtížný a drahý.

Prvním krokem k dokumentaci bohaté fauny hmyzu bylo zaškolení místních obyvatel na pozice místních informátorů (sběračů) a parataxonomů. Zejména domorodci z Papuy-Nové Guineje obvykle znají stovky rostlinných a živočišných druhů žijících v jejich lesích a vytvořili si podrobný nomenklaturní systém v jejich mateřském jazyce. Díky tradičním znalostem jsou domorodci výbornými sběrači hmyzu, kteří se velmi dobře orientují ve svém domácím prostředí. Nejschopnější a nejhorlivější sběrači jsou dále intenzivně školeni jako tzv. parataxonomové, kteří představují důležitý mezičlánek mezi terénními pomocníky a skutečnými odborníky. Parataxonomové provádějí předběžné třídění hmyzu do druhů na základě svých znalostí a referenčních sbírek, pořizují jejich digitální fotografie, sbírají data o jejich ekologii v terénu a získané informace ukládají do počítačových databází, čímž připravují podklady pro efektivnější práci biologů (obr. 5.9).

Významnou součástí obou projektů tvoří počítačové zpracování sesbíraných údajů: vytváření rozsáhlých databází s ekologickými a taxonomickými informacemi o stovkách druhů, včetně jejich digitálních fotografií. To je obzvláště důležité, protože většina skupin tropického hmyzu není monograficky zapracová-

Obr. 5.9 Zapojení původních obyvatel do výzkumné činnosti umožňuje domorodcům uplatnit své tradiční znalosti o přírodě a pracovat v domácím prostředí. Pro výzkum je také výhodou, že drahé zahraniční vědecké pracovníky lze nahradit vyškolenými domorodci. (Foto V. Novotný)



vána. Ze srovnání různých studií biodiverzity v tropech vyplynulo, že účast místních obyvatel v roli sběračů a zejména parataxonomů zvyšuje množství nasbíraného materiálu, a tím i kvalitu výzkumu, a rovněž umožňuje publikaci prvních výsledků v kratší době.

Mezinárodní přístupy k ochraně přírody a trvale udržitelnému rozvoji

Biologická rozmanitost je soustředěna do tropických zemí třetího světa, z nichž většina je relativně chudá a zažívá prudký nárůst populace, rychlý rozvoj a destrukci stanovišť. Rozvojové země jsou často ochotny chránit biodiverzitu, avšak nemusí být schopné finančně zajistit potřebnou ochranu, výzkum a management biotopů. Hospodářsky rozvinuté země světa (včetně USA, Kanady, Japonska, Austrálie a mnoha evropských národů) potřebují biodiverzitu tropů kvůli zásobám genetického materiálu a přírodních produktů nepostradatelných pro zemědělství, lékařství a průmysl. Jakým způsobem mohou země spolupracovat při ochraně biodiverzity?

Vrcholná setkání

Zásadním milníkem v mezinárodním úsilí o záchranu biologické rozmanitosti se stalo vrcholné setkání představitelů zemí a států, tzv. **summit Země** (The Earth Summit), které se konalo v červnu 1992 v Rio de Janeiru v Brazílii. Této **Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji** (United Nations Conference on Environment and Development – UNCED) se zúčastnili zástupci 178 zemí, přes 100 hlav států, čelní představitelé OSN a zástupci hlavních nevládních a ochrannářských organizací. Konference a další přidružená setkání se zabývaly způsoby propojení zvýšené ochrany životního prostředí s mnohem účinnějším ekonomickým rozvojem chudších zemí (OSN, 1993a, b). Konference zdůraznila závažnost environmentální krize a podařilo se jí na daný problém soustředit celosvětovou pozornost (Haas et al., 1992). Důležité bylo, že si účastníci uvědomili jasnou souvislost mezi ochranou životního prostředí a potřebou zmírnit chudobu rozvojových zemí za pomoci zvýšené finanční podpory bohatších států. Na závěr byly podepsány tyto hlavní dokumenty:

- **Prohlášení summitu** (The Rio Declaration). Bylo uznáno právo národů na užívání vlastních zdrojů pro ekonomický a sociální rozvoj v případě, že tímto způsobem nepoškozují okolní životní prostředí. Deklarace přijala zásadu „znečišťovatel platí“ (polluter pays principle), kdy stát nebo komerční společnosti jsou finančně spoluzodpovědní za škody způsobené na životním prostředí.

■ **Rámcová úmluva o změně klimatu** (Convention on Climate Change). Tato dohoda a navazující dokumenty požadují nejpozději do roku 2012 celosvětové snížení emisí oxidu uhličitého a dalších skleníkových plynů o 5,2 % ve srovnání s rokem 1990 a předkládání průběžných zpráv o pokroku jednotlivých zemí. Rozvinuté státy se zavázaly poskytovat finanční zdroje pro potřeby rozvojových zemí při plnění úmluvy, a to zvláště těm, které jsou změnou klimatu nejvíce postiženy. V úvahu jsou plně brány specifické potřeby a zvláštní podmínky rozvojových zemí, jejichž ekonomiky jsou obzvláště závislé na produkci, využití a exportu fosilních paliv. Množství emisí na obyvatele je v rozvojových zemích stále relativně malé, avšak jejich podíl na globálních emisích bude nadále růst, a proto už nyní musí pravidelně vykazovat úroveň současných emisí. Největším znečišťovatelem ovzduší jsou USA, které by měly snížit škodlivé emise až o 7 %.

■ **Úmluva o biologické rozmanitosti** (Convention on Biodiversity). Základními body této úmluvy jsou ochrana biodiverzity, trvale udržitelný způsob využívání jejích složek a spravedlivé a rovnocenné rozdělení přínosů z nových produktů vyrobených z planě rostoucích, volně žijících a domestikovaných druhů. Zatímco první dva cíle jsou jasné, třetí se týká ožehavého problému přiměřených kompenzací rozvojovým zemím za užitek plynoucí z řady druhů získávaných na jejich území. Tato dohoda byla dosud ratifikována 179 státy (ČR v roce 1993), avšak např. zákonodárné shromáždění USA pozdrželo přijetí úmluvy vzhledem k potenciálnímu omezení svého obrovského biotechnologického průmyslu. Vytváření specifických dohod mezi státy a biotechnologickými společnostmi, které zajišťují rozdělení zisků z nových produktů, je často velmi komplikované. Rovníkové rozvojové země v mnoha případech přísně omezily, nebo dokonce zastavily vývoz jakéhokoli biologického materiálu ze svých zemí. Tento přístup neočekávaně zbrzdil i mezinárodní vědecký výzkum neziskového charakteru.

■ **Agenda 21.** Tento základní programový dokument je velmi široce pojatým souborem strategií a programů k dosažení hlavního cíle, kterým je trvale udržitelný rozvoj. Agenda 21 poukazuje na souvislost životního prostředí a dalších problémů, o kterých se obvykle uvažuje odděleně, jako je sociální péče o děti, postavení žen ve společnosti, rozšíření technologií a nerovnoměrné rozdělení majetku. Plánované programy zdůrazňují potíže s ovzduším, degradací a desertifikací krajiny, rozvojem horských a zemědělských oblastí, odlesněním krajiny, vodním prostředím a globálním znečištěním. Dokument popisuje finanční, institucionální, technologické a právní mechanismy k realizaci těchto programů.

Způsob financování programů summitu Země, obzvláště programu Agenda 21, se stal nejdiskutabilnějším tématem celé konference. Náklady těchto programů byly vyčísleny na 600 mld. USD ročně, z čehož 125 mld. USD by měly poskytnout vyspělé země v podobě **zahraniční rozvojové pomoci** (overseas development assistance). V té době dosahovala výše zahraniční pomoci pro

veškerou činnost přes 60 mld. USD ročně, což znamená, že naplnění Agendy 21 by vyžadovalo ztrojnásobení zahraniční podpory. Hlavní vyspělé země, známé jako skupina G7, nesouhlasily s tímto nárůstem finanční podpory, ale v zásadě souhlasily se zvýšením úrovně zahraniční pomoci na 0,7 % hrubého národního produktu do roku 2000. Pouze několik vyspělých severovýchodních zemí Evropy, zejména Norsko, Dánsko, Švédsko, Nizozemsko a Finsko, stanovený cíl splnilo, zatímco větší rozvinuté země, jako USA, ve skutečnosti svou finanční podporu snížily.

Nicméně už v době konání vrcholné schůzky vznikl nový hlavní zdroj financí pro ochranářskou a environmentální činnost v rozvojových zemích – **Světový úřad pro životní prostředí** (Global Environment Facility – GEF). Byl založen Světovou bankou a vyspělými zeměmi zároveň s Rozvojovým programem OSN (U.N. Development Programme – UNDP) a Programem OSN pro ochranu životního prostředí (U.N. Environmental Programme – UNEP). GEF byl vytvořen jako pilotní program s finančními prostředky ve výši 2,75 mld. USD, z nichž lze financovat projekty související s globálním oteplením, biodiverzitou, mezinárodními vodami a úbytkem ozonu. Dvě evaluační komise GEF hodnotící první kolo projektů identifikovaly jako hlavní příčinu neúspěšnosti neúčast občanských sdružení a politických činitelů na projektech (Bowles & Prickett, 1994; UNDP/UNEP/World Bank, 1994). Také velkorysé dotace na krátká časová údobí se ukázaly jako nevhodné pro naplnění dlouhodobých potřeb chudých zemí. K význačným výsledkům vrcholného jednání patří i řada následných setkání, která se zabývají plněním stanovených doporučení. Za nejdůležitější úspěch se považuje mezinárodní dohoda podepsaná v Kjótu v roce 1997, zavazující vyspělé země ke snížení emisí skleníkových plynů pod úroveň z roku 1990.

Financování programů trvale udržitelného rozvoje

Jakým způsobem jsou finanční prostředky přidělovány ochranářským a rozvojovým projektům? Potřeba ochrany druhů nebo zakládání chráněných území obvykle uvede do pohybu složitý proces od formulování úmyslu přes vypracování návrhu, získání finančních prostředků (fund-raising) až po realizaci projektu. Nadace (např. MacArthur Foundation), vládní agentury (např. Agentura USA pro mezinárodní rozvoj) a mezinárodní instituce (např. Světová banka) často poskytují peníze na projekty ochrany přírody formou přímých dotací institucím, které projekty realizují (např. Státní univerzita v Coloradu, Missourská botanická zahrada, Wildlife Conservation Society). Jindy nadace a vládní agentury poskytují peníze významným nevládním ochranářským organizacím (např. World Wildlife Fund, Conservation International), které zase přispívají místním ochranářským sdružením. Spolupráce s místními organizacemi rozvojových zemí je účinnou strategií, která umožňuje vzdělávání a podporu občanských sdružení, jejichž členové se pak stávají příznavci programů ochrany přírody.

BOX 5.5 **Financování ochrany přírody a krajiny v ČR**

Na rozdíl od jiných oblastí životního prostředí (odpady, voda, ovzduší atd.) se v ČR za poskytování přírody nevybírají žádné poplatky či daně, z nichž by bylo možné financovat různé akce. Na druhé straně je snazší získat dary a peníze od sponzorů na ochranu přírody než na jiné ekologické akce. Financování v oblasti životního prostředí nemá dosud vyhraněnou koncepci a výše prostředků vynakládaná na jeho ochranu do značné míry závisí na „ekologickém uvědomění“ státních úředníků.

Prostředky ze státního rozpočtu

Ministerstvo životního prostředí (MŽP) financuje ochranu přírody a krajiny ze státního rozpočtu udílením dotací a příspěvků svým rozpočtovým organizacím, kterými jsou např. správa národních parků, Správa chráněných krajinných oblastí ČR a Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Mimoto vyhláší MŽP každoročně výběrová řízení, na jejichž základě mohou občanská sdružení získat finanční prostředky na přípravu a vydávání odborných a osvětových publikací, pro management chráněných území, přírodovědné inventarizace, záchranné a reintrodukční práce, semináře, školení, výstavy a poradenství. V roce 2000 bylo finančně podpořeno 153 projektů podaných 84 občanskými sdruženími, která celkově obdržela přes 19 mil. Kč. MŽP také finančně zajišťuje realizaci národních programů ochrany přírody a krajiny, tzv. krajinných programů (box 4.9). Část prostředků národních programů hradí také např. ministerstvo zemědělství, SFŽP nebo jiná ministerstva. Výdaje ze státního rozpočtu na ochranu přírody a krajiny např. v roce 1998 činily 1 mld. Kč z celkových 35 mld. investovaných na ochranu životního prostředí.

Prostředky z územních rozpočtů

Okresní úřady a obce mohou ze svých územních rozpočtů, především z daňových příjmů, hradit údržbu maloplošných chráněných území, péči o významné krajinné prvky a památné stromy, vytváření územních systémů ekologické stability apod. Realizace státní politiky životního prostředí tak není vázána pouze na rozhodování na vládní úrovni, ale podstatná je i úloha regionů. Například v roce 1998 činily jejich výdaje na ochranu ŽP celkem 14,5 mld. Kč, z čehož bylo 3,5 mld. použito k ochraně biodiverzity a krajiny.

Prostředky za znečišťování ŽP

Státní fond životního prostředí ČR (SFŽP) byl zřízen jako významný finanční zdroj na podporu ochrany a zlepšování životního prostředí. Je jedním ze základních ekonomických nástrojů státní politiky ŽP a k plnění závazků mezinárodních úmluv o ochraně ŽP. Příjmy fondu tvoří poplatky za vypouštění škodlivých látek do ovzduší, odvody za vyjmutí půdy ze zemědělského půdního fondu a poplatky za ukládání odpadů. Výdaje fondu (půjčky a dotace) financují opatření s přínosem pro životní prostředí v následujících oblastech: ochrana vod a ovzduší (program na ozdravení ovzduší a ochranu ozonové vrstvy), nakládání s odpady, podpora šetrné technologie, výroby a alternativní zdroje energie, ochrana přírody a krajiny, ochrana půdy a péče o přírodní zdroje. V roce 1999 bylo na ochranu přírody a krajiny vynaloženo ve formě dotací přes 160 mil. Kč a ve formě půjček 3 mil. Kč, což dohromady tvořilo 6 % z celkových výdajů fondu na životní prostředí; rozhodující podíl celkových výdajů tvořily prostředky na ochranu vod (42 %) a ochranu ovzduší (34 %).

Tuzemské nadace

Nadace „Partnerství“ je nejvýznamnějším soukromým zdrojem financí, který prostřednictvím grantů podporuje místní i celonárodní ekologicky zaměřené aktivity neziskových organizací a místních samospráv. K nim patří program *Zelené stezky* pro podporu regionálního a místního rozvoje na základě šetrné ekoturistiky. Koncept programu vybízí k hledání neobjevených a zapomenutých krás a zajímavostí ve městech, vesnicích a v krajině. Program *Strom života* je veřejnou sbírkou na podporu výsadby a péče o stromy na celém území České republiky.

Prostředky z mezinárodních programů

Evropská unie, OSN a další organizace pravidelně uvolňují prostředky na ochranu životního prostředí. Programy PHARE, SAPARD, ISPA a LIFE jsou programy Evropské unie k financování širokého spektra aktivit v zemích střední a východní Evropy, mimo jiné k podpoře strategie a legislativy v oblasti ŽP a trvale udržitelného rozvoje, monitorování stavu ŽP a budování turistických informačních středisek. V rámci Programu OSN pro rozvoj (United Nations Development Program) byl připraven individuální národní program pro Českou republiku v oblasti řízení životního prostředí a rozvoje pracovních sil.

Investiční a rozvojové banky, fondy

Evropská investiční banka (European Investment Bank) koordinovaná Evropskou unií a Světová banka pro životní prostředí a rozvoj (World Bank for Environment and Development) financují mimo jiné projekty spojené s ochranou životního prostředí. Evropská banka pro obnovu a rozvoj (European Bank for Reconstruction and Development) poskytuje pomoc při řešení ekologických problémů, podporuje ekologické vzdělávání a poskytuje půjčky např. na vytváření celoevropských ekologických sítí. Evropský fond pro regionální rozvoj (European Fund for Regional Development) je obdobnou institucí zabývající se financováním projektů týkajících se ŽP na regionální úrovni.

Prostředky od jiných vlád

Vlády některých zemí západní a střední Evropy (Nizozemsko, Švýcarsko, Velká Británie, Německo a skandinávské státy) dávají prostředky na společné projekty ochrany přírody a životního prostředí se zeměmi východní Evropy. Orgány místní správy se mohou zapojit do některého z těchto projektů.

Prostředky z programů mezinárodních nevládních organizací a nadací

Některé nevládní organizace v západní a střední Evropě mají ve svém programu patronaci nad místními projekty ochrany přírody ve východní Evropě, např. belgická Friends of the Earth, německá EURONATUR, francouzská European River Network, britská The Royal Society for the Protection of Birds nebo švýcarská WWF International. Organizace REC ČR je českým zastoupením mezinárodní neziskové organizace Regionální environmentální centrum pro střední a východní Evropu. Grantové programy této organizace napomáhají spolupráci mezi různými ekologickými skupinami a řešení ekologických problémů.

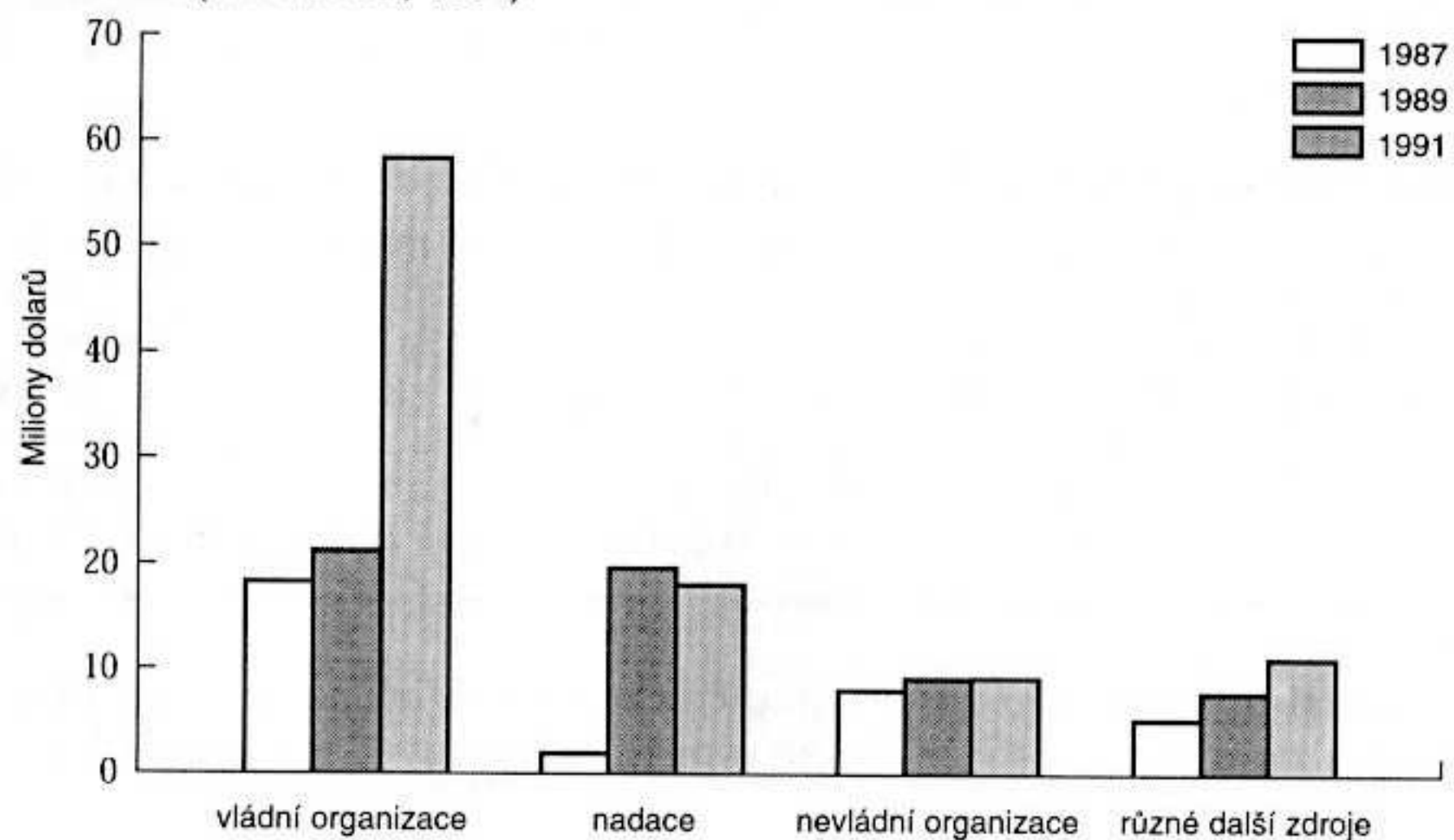
Domácí a zahraniční zdroje finančních prostředků na ochranu přírody, krajiny a životního prostředí České republiky jsou uvedeny v boxu 5.5.

Mezinárodní finanční prostředky

Organizace vyspělých zemí si stále více uvědomují, že pokud chtějí chránit biodiverzitu v druhově bohatých, ale ekonomicky chudých zemích, nemohou pouze poskytovat rady, ale musí také věnovat finanční prostředky. Instituce v USA, Japonsku, Německu, Velké Británii a v dalších vyspělých zemích patří k největším zdrojům finanční pomoci. Výpomoc poskytovaná těmito organizacemi pro ochranu přírody a udržitelný rozvoj je značná – v roce 1991 bylo ve 102 rozvojových zemích realizováno celkem 1410 projektů z dotací amerických institucí; celkové výdaje dosáhly 105 mil. USD (Abramovitz, 1991, 1994). Nejvíce peněz poskytly vládní agentury USA (70 mil.) jako National Science Foundation, nadace (20 mil.) jako Mellon Foundation, MacArthur Foundation a nevládní organizace (10 mil.) jako World Wildlife Fund, Conservation International a The Nature Conservancy. Investice velkých nadací v USA se zvýšily za období 1987–1991 sedmkrát a vládní dotace třikrát, což jasně ukazuje, že se ochrana přírody a trvale udržitelný rozvoj staly dotačními prioritami (obr. 5.10).

Přestože prostředky na ochranu přírody v rozvojových zemích podstatně rostou, množství vynakládaných peněz je stále ještě neadekvátní pro účinnou ochranu velké pokladnice biologické rozmanitosti, potřebné pro dlouhodobý rozvoj lidské společnosti. Ve srovnání s 13 mld. USD vynaložených ročně na americký vesmírný program a s 315 mil. USD utracených každý rok v projektu *Lidský genom* je 105 mil. USD spotřebovaných ročně americkými organizacemi na ochranu biodiverzity vskutku nedostatečnou částkou.

Obr. 5.10 Finanční příspěvky z amerických zdrojů na výzkum a ochranu biodiverzity v rozvojových zemích rozdělené podle typu organizací: vládní oddělení a organizace; nadace a spolky; nevládní organizace typu World Wildlife Fund; příspěvky z rozmanitých zdrojů či různorodých institucí, jako jsou univerzity, zoologické zahrady a muzea. (Abramovitz, 1994)



Finanční prostředky v rozvojových zemích

Kromě přímých dotací se v poslední době stále více prosazují **národní fondy životního prostředí** (National Environmental Fund – NEF), které poskytují spolehlivou a dlouhodobou podporu ochranářským aktivitám v méně rozvinutých zemích. Tyto fondy, jejichž výbor se obvykle skládá z vládních zástupců, ekologických organizací a nadací, rozdělují roční příjem dotací mezi nedostatečně financovaná ministerstva, nevládní ochranářské organizace a neziskové aktivity. Národní fondy byly založeny již ve 20 zemích a přispívají na ně vlády vyspělých zemí a velké organizace, jako jsou Světová banka a Světový fond na ochranu přírody (World Wildlife Fund – WWF) (IUCN/TNC/WWF, 1994; Mitikin & Osgood, 1994). V České republice působí jako významný finanční zdroj na podporu ochrany a zlepšování životního prostředí *Státní fond životního prostředí ČR* (box 5.5).

Jedním z prvních příkladů významných národních fondů je Bhútánský fond na ochranu životního prostředí (BTF), který byl založen roku 1991 vládou Bhútánského království ve spolupráci s Rozvojovým programem OSN (UNDP) a Světovým svazem ochrany přírody (IUCN). Mezi aktivity fondu patří průzkum bohatých biologických nalezišť této východohimálské země, školení lesníků, ekologů a dalších specialistů, podpora ekologické výchovy, zřizování a péče o chráněná území a projektování a realizace integrovaných rozvojových projektů ochrany přírody.

S inovační myšlenkou výměny dluhů rozvojových zemí přišla v roce 1987 Conservation International, organizace sídlící v USA. Programy „*debt-for-nature swap*“ využívají dluhy postižených rozvojových zemí jako prostředky k financování projektů ochrany biodiverzity. Rozvojové země dluží mezinárodním finančním institucím celkem téměř 1,3 bilionu USD, což činí zhruba 44 % z jejich sloučených hrubých národních produktů (Dogsé & von Droste, 1990). Komerční banky, které jsou často držiteli těchto dluhů, je při nízké pravděpodobnosti splacení občas prodávají s výraznou slevou na mezinárodních dlužních trzích. Tak mohou mezinárodní ekologické organizace nakoupit zlevněné dluhy rozvojových zemí. Tyto země pak mohou dluh vyrovnat tím, že se zavážou každoročně investovat peníze do ochranářských činností, jako jsou výkup pozemků, péče o chráněná území a ekologická osvěta. Conservation International tak např. vyměnila 650 000 USD odkoupeného bolivijského národního dluhu za souhlas vlády vyhlásit 160 000 km² lesa a savany za biosférickou rezervaci Beni. Vláda navíc poskytla 250 000 USD v místní měně na mzdy pro strážce a zaměstnance rezervace.

Vyspělé země, které vlastní dluhopisy rozvojových zemí, také mohou snížit částku dluhu, jestliže rozvojová země bude přispívat do svých národních fondů pro životní prostředí a dotovat další ochranářské činnosti v zemi. Tato politika již přeměnila dluhy ve výši 1,5 mld. USD na aktivity ochrany přírody a udržitelného rozvoje v Kostarice, Kolumbii, Polsku, na Madagaskaru a mnoha dalších zemích. Španělsko nedávno odsouhlasilo převedení národ-

ního dluhu latinskoamerických zemí ve výši 70 mil. USD na programy ochrany přírody v odpovídající hodnotě a mnoho evropských zemí, zvláště Polsko, uvažuje o rozšíření těchto programů.

Celková výše národních dluhů v programech výměny dluhů činí pouze 0,1 % z celkového dluhu rozvojových zemí, tudíž souhrnný vliv na ekonomiku jednotlivých zemí byl až dosud zanedbatelný. Zavádění těchto programů je složité pro jejich novost, slabé finanční možnosti dlužníků a časté politické změny v těchto zemích. Přestože se jejich použití zdá být dost omezené, v mnoha situacích se tyto programy mohou stát jedním z účelných ekonomických nástrojů (Thapa, 1998).

Mezinárodní banky pro rozvoj versus ničení ekosystémů

Odlesňování tropických oblastí, degradace stanovišť a ztráty vodních ekosystémů byly často urychleny špatně navrženými velkoplošnými projekty (např. výstavby přehrad, silnic, dolů, plány přesídlení) financovanými mezinárodními organizacemi pro rozvoj a největšími **multilaterálními bankami pro rozvoj** (multilateral development banks – MDBs) se zázemím v průmyslově nejvyspělejších zemích. Mezi tyto banky patří **Světová banka** (World Bank), která půjčuje peníze všem oblastem světa, a regionální banky Inter-American Development Bank (IDB), Asian Development Bank (ADB), African Development Bank (AFDB) a Evropská banka pro obnovu a rozvoj (European Bank for Reconstruction and Development – EBRD).

Banky pro rozvoj poskytují půjčky 151 zemím k financování ekonomicky přínosných projektů rozvoje ve výši 25 mld. USD ročně (Rich, 1990). S těmito bankami souvisejí mezinárodní finanční instituce, jako jsou Mezinárodní měnový fond (International Monetary Fund – IMF), Mezinárodní finanční korporace (International Finance Corporation) a vládami podporované exportní společnosti vyspělých zemí prodávající výrobky a nabízející služby rozvojovým zemím. Ačkoliv údajně je cílem těchto finančních institucí ekonomický rozvoj, výsledkem mnoha podporovaných projektů je růst čerpání a zužitkování přírodních zdrojů exportovaných na mezinárodní trhy. Projekty rozvoje mnohdy dokonce vyústily ve velkoplošné ničení přírodních ekosystémů. Světová banka odhalila zhodnocením vlastních projektů, že návrhy 37 % projektů nebyly dostatečně posouzeny z hlediska možných vlivů na životní prostředí (WRI, 1994).

Nepodařené rozvojové projekty: případové studie

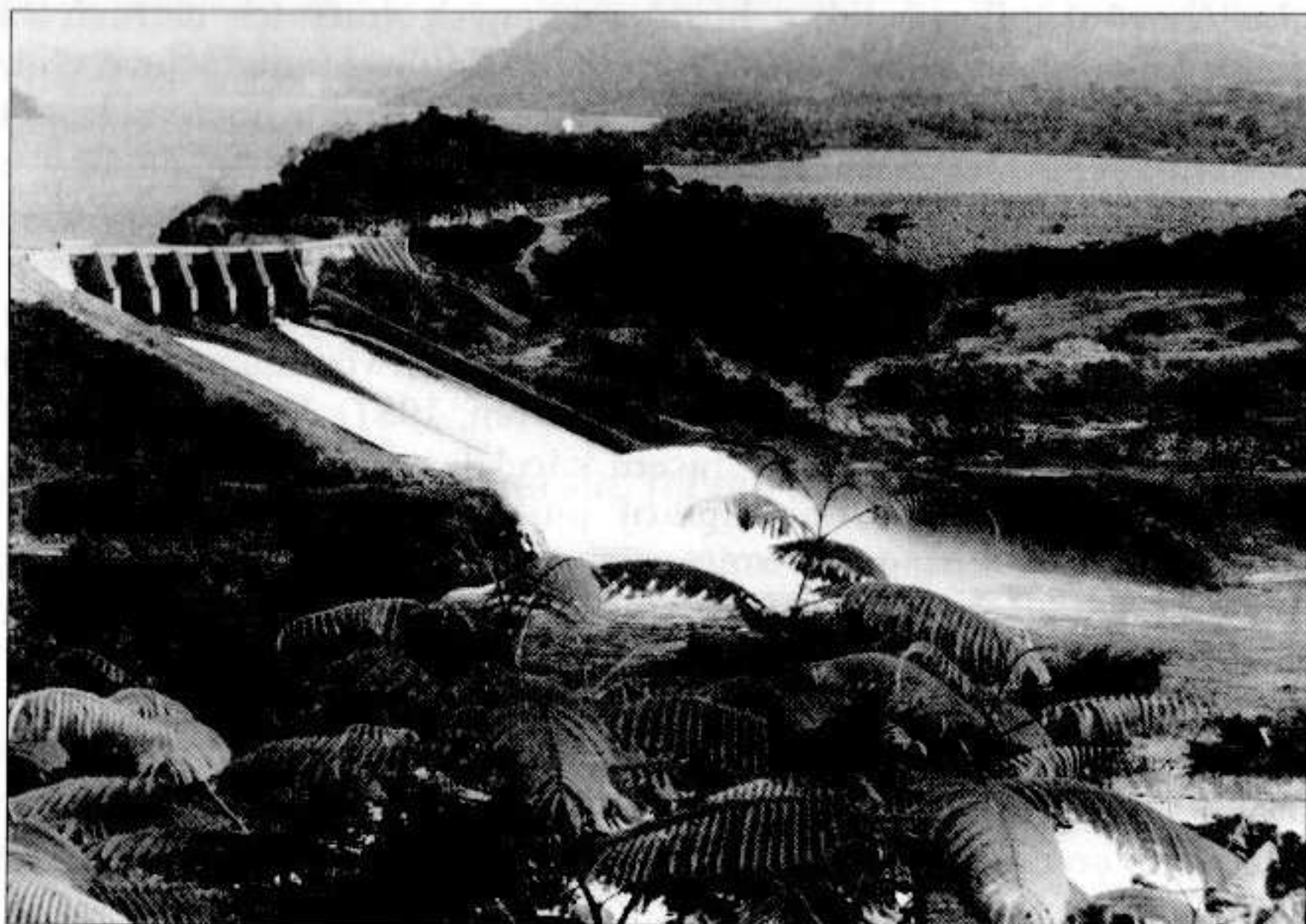
Mezi nejzávažnější případy ničení životního prostředí, které byly financované multilaterálními bankami pro rozvoj a Světovou bankou, patří indonéské programy transmigrace obyvatel, rozvoj infrastruktury v Brazílii a výstavba obrovských přehrad v Indonésii, Indii, Číně, Nepálu a Pákistánu.

Indonéská transmigrace. Od počátku sedmdesátých do konce osmdesátých let 20. století zapůjčila Světová banka 560 mil. USD indonéské vládě na přestěhování milionů lidí z hustě osídlených vnitřních ostrovů Jávy, Bali a Lomboku na okrajové ostrovy Bornea (Kalimantanu), Nové Guineje (Západní Irian) a Celebesu, do té doby řídké obydlené a hustě zalesněné (Rich, 1990). Předpokládalo se, že osadníci zde budou pěstovat plodiny nejen pro svou obživu, ale také získávat produkty jako kaučuk, palmový olej a kakao, jejichž export by pomohl splatit bankovní půjčku. Tento program přesídlení se ukázal být neúspěšným jak ekonomicky, tak z hlediska životního prostředí, neboť na živiny chudá půda tropických lesů není vhodná pro intenzivní zemědělství, jež zde osadníci praktikují (Whitten, 1987). Výsledkem projektu jsou zchudlí vesničané, kteří jsou nuceni kácet lesy a používají stěhovavé zemědělství. Nepodařilo se ani zaplatit půjčky pomocí vývozu tržních plodin. Kromě toho bylo osadníky zničeno nejméně 2 mil., ale pravděpodobněji až 6 mil. ha tropických deštných lesů a stejná plocha vodních ekosystémů. Přestože se tato plocha zdá enormní, pořád ještě je pouze malým podílem zalesněného ostrovního území.

Brazílské dálnice. Projekt výstavby dálnice v brazilském státě Rondônia představuje klasický příklad špatného rozvojového programu (Fearnside, 1990; Anderson, 1990; Kapur et al., 1997). Světová banka a Inter-American Development Bank zapůjčily Brazílii od roku 1981 stovky mil. USD na vybudování silnic a sídelních oblastí v daném regionu. Po otevření dálnice do Porto Velho, hlavního města Rondônie, se do Rondônie přesunuli zemědělci z jižní a severovýchodní části Brazílie, kteří byli vyhnáni ze svých pozemků vlivem narůstající mechanizace a zákony o vlastnictví pozemků příznivými pouze pro zámožné. Vydali se sem hledat nové pozemky. Přestože většina pozemků nebyla vhodná pro zemědělství, jejich osídlení bylo podpořeno státními dotacemi. Projekt způsobil, že během osmdesátých let se Rondônia stala jednou z nejrychleji odlesňovaných zemí na světě. Při nejintenzivnějším odlesňování v roce 1987 bylo spáleno 20 mil. ha (2,5 % celkové rozlohy Brazílie) v rámci jedné z nejmasivnějších epizod devastace životního prostředí. Zemědělské, průmyslové a dopravní projekty v této oblasti obvykle probíhaly bez analýzy jejich vlivu na životní prostředí. Při úspěšném rozvoji oblasti brazilská vláda nechala také vybudovat silnice napříč indiánskými a přírodními rezervacemi, které byly do té doby plně chráněné, čímž se tato území otevřela procesu odlesnění. Konečným výsledkem je zničené životní prostředí a špatná ekonomická situace obyvatel. Rozsáhlé ničení lesů v Rondônii a dalších oblastech Brazílie pokračovalo i v devadesátých letech, zvláště intenzivní vypalování lesů probíhalo v roce 1997 (Nepstad et al., 1999).

Projekty přehrad. Budování přehrad a zavlažovacích systémů, které poskytují vodu pro zemědělskou činnost a pohánějí vodní elektrárny, tvoří hlavní skupinu projektů financovaných agenturami a bankami pro rozvoj (obr. 5.11; Goodland, 1990). Tyto projekty obvykle ničí velké vodní eko-

Obr. 5.11 Vodní elektrárna na řece Volta v Ghaně. Sběrná oblast kolem přehrady musí být chráněna, jestliže má přehrada dobře fungovat. (Foto FAO)



systemy tím, že mění úroveň vodní hladiny a způsob proudění, zvyšují sedimentaci a vytvářejí bariéry pro šíření organismů. Mnohé druhy po těchto změnách nejsou schopny nadále přežít v takto pozmeněném prostředí. Stavba největší přehrady na světě *The Three Gorges Dam*, jež se v současné době buduje na čínské řece Jang-c'-tiang a je částečně hrazena Německou, Švýcarskou a Kanadskou exportní společností, je příkladem takového gigantického projektu. Vliv projektu na životní prostředí bude rozsáhlý: vysídlení 1,2 až 1,9 milionu lidí, zaplavení 250 000 ha zemědělské půdy a zničení 8000 míst kulturního významu (Chau, 1995).

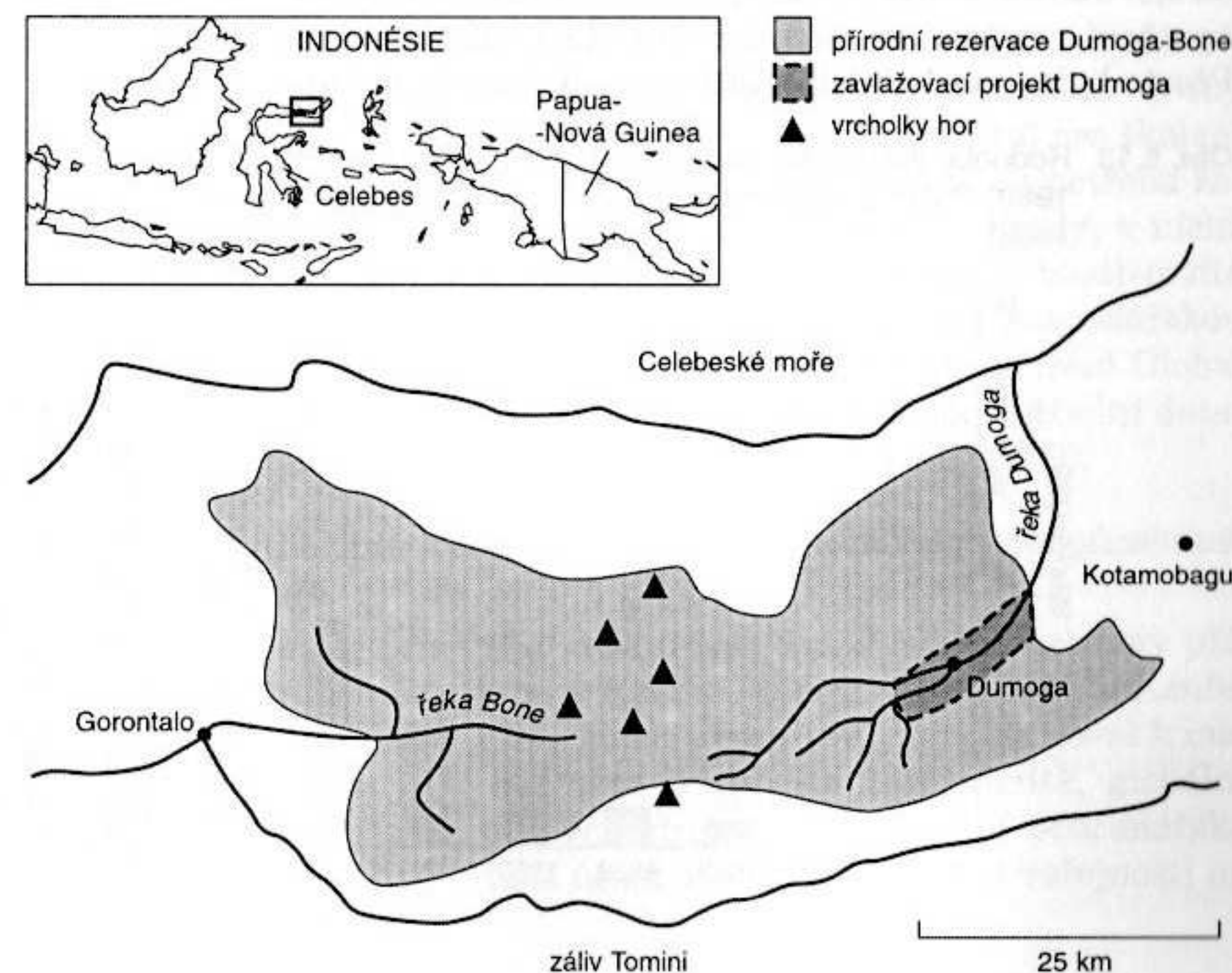
Je ironií, že dlouhodobý zisk z některých velkých mezinárodních projektů výstavby přehrad může záviset na ochraně lesních ekosystémů obklopujících stavbu. Ztráta vegetace pokrývající svahy nad vodními díly často umožní půdní erozi, což způsobí zanášení přehrady bahnem a snižuje její retenční schopnost, zvyšuje náklady na údržbu a poškozuje napojené zavlažovací systémy i přehradu. Ochrana lesních porostů a další přirozené vegetace sběrné oblasti se v současnosti považuje za důležitý a relativně nenákladný způsob, jak zvýšit účinnost a životnost vodních děl, navíc současně chrání velká území přirozených společenstev. Jedna studie zavlažovacích systémů v Indonésii ukázala, že náklady na ochranu povodí se pohybují v rozmezí 1–10 % z celkových nákladů projektů, ve srovnání s odhadovaným 30–40% poklesem účinnosti způsobeným zanášením nádrží, jestliže lesy v povodí nejsou chráněny (MacKinnon, 1983).

Jedním z ukázkových příkladů účinné investice do životního prostředí se stala půjčka Světové banky ve výši 1,2 mil. USD určená na rozvoj a ochranu přírodní rezervace Dumoga-Bone v severní části Celebesu (McNeely et al., 1990). Původní tropický les o rozloze 278 700 ha, rozkládající se na svazích nad zavlažovacím systémem v hodnotě 60 mil. USD (které také zapůjčila Světová banka), byl přeměněn na přírodní rezervaci (obr. 5.12). Světová banka tak ochránila svůj projekt investic do životního prostředí představující 2 % z celkových nákladů a vytvořila nové významné chráněné území.

Reforma rozvojových půjček

Navzdory neustálé kritice pokračují banky pro rozvoj a exportní společnosti ve financování mamutích projektů poškozujících životní prostředí třetího světa. Existence takových bank je založena na poskytování velkých půjček, které státy požadují, aby si mohly udržet svou ekonomickou prosperitu. Co by se dalo udělat, aby multilaterální banky pro rozvoj nesly více odpovědnosti? Předně by měly zastavit svou podporu projektům ničícím životní prostředí (Kapur et al., 1997). Tento krok vyžaduje, aby banky hodnotily navržené projekty pomocí „cost-benefit“ ukazatelů (ukazatelů přínosu a výdajů), které tes-

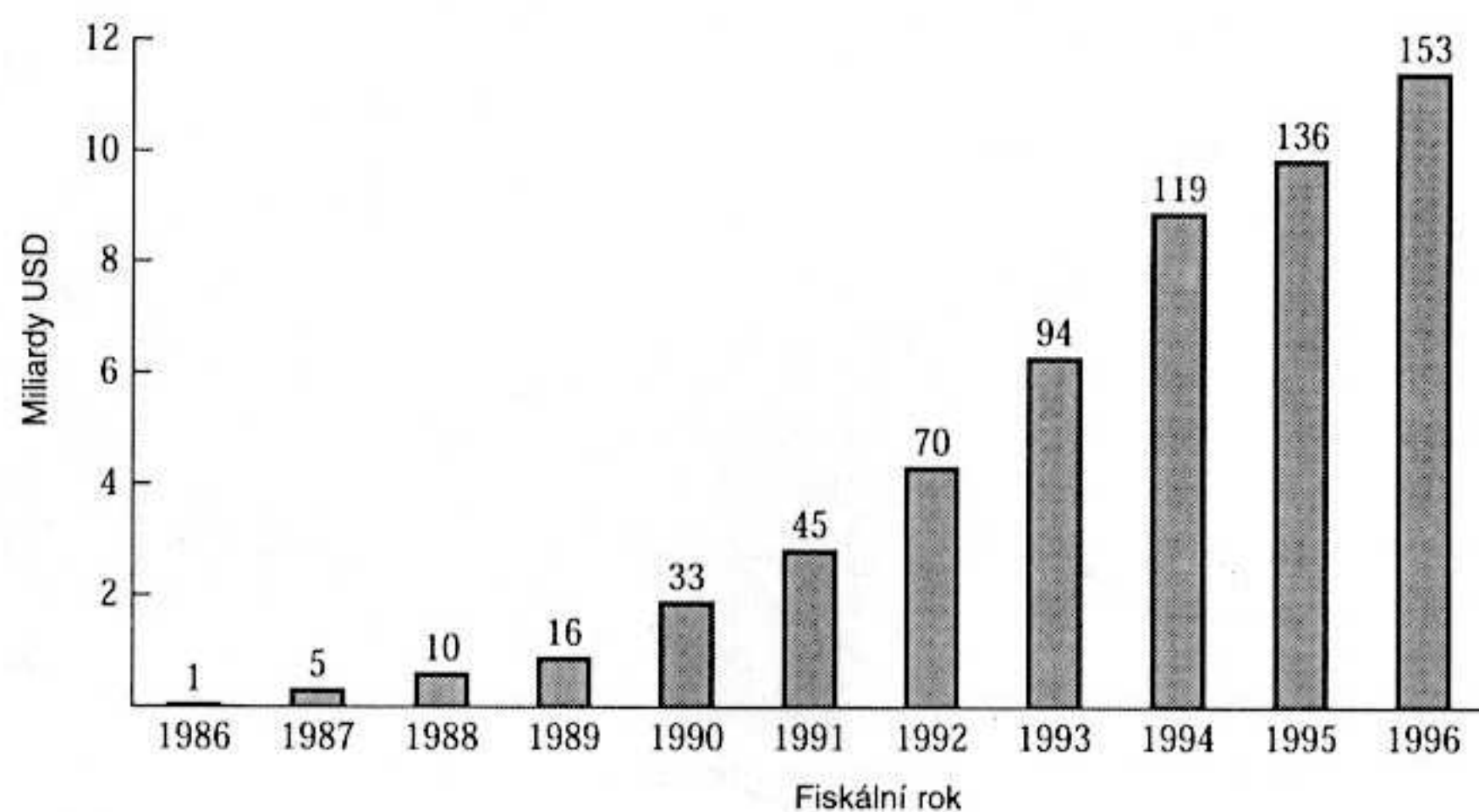
Obr. 5.12 Národní park Dumoga-Bone v severní části Celebesu (Indonésie) chrání horní toky řek Bone a Dumoga, včetně zavlažovacího projektu Dumoga. (Wells & Brandon, 1992)



tují celou řadu možných environmentálních, ekologických a sociálních vlivů projektů. Naopak by měly podporovat programy pozemkových reforem, projekty snižující chudobu venkova, zřizující nová chráněná území a uvádějící skutečný udržitelný rozvoj do praxe a v neposlední řadě také otevřenou veřejnou diskusi všech skupin obyvatel v zemi před realizací projektů; měly by přihlížet k veřejným připomínkám, nezávislým posudkům místních sdružení a ke studiím hodnotícím vliv na životní prostředí.

Multilaterální banky pro rozvoj jsou kontrolovány vládami hlavních vyspělých zemí, jako jsou USA, Japonsko, Německo, Velká Británie a Francie, a jejich jednání je pod otevřeným dohledem zvolených zástupců členských zemí multilaterálních bank, národních médií a ochránářských organizací. Na základě veřejné kritiky některých špatných projektů začlenila Světová banka ochranu biodiverzity do své strategie peněžních půjček a požaduje, aby nové projekty byly šetrnější vůči životnímu prostředí (Steer, 1996). Tato nová „strategie ochrany přírody“ uznává, že nevhodná ekonomická politika stojí mnoho peněz, že snižování chudoby je často zásadním krokem v ochraně životního prostředí a že ekologické hodnoty se musí stát součástí ekonomického růstu. Světová banka v současnosti financuje environmentální projekty v 52 zemích a počet podporovaných projektů neustále narůstá (obr. 5.13). Budoucnost ukáže, zda banky pro rozvoj skutečně změnilly své základní postupy, nebo zda pouze pozměnily své fráze a zveřejnily pár ukázkových projektů. Je nutné zdůraznit, že banky pro rozvoj nemají žádné právní donucovací nástroje. Jakmile byly peníze předány, státy mohou ignorovat environmentální opatření uvedená ve smlouvě navzdory místním i mezinárodním protestům. Přesto bylo v posledních letech několik půjček zastaveno až do doby, dokud se

Obr. 5.13 Hodnota ekologicky šetrných projektů financovaných Světovou bankou od roku 1986. Počet podpořených projektů v každém roce je uveden nad sloupci. (Steer, 1996)



vlády nevolily řešit závažné otázky v oblasti životního prostředí. Bohužel, zatímco se Světová banka a banky pro rozvoj snaží podporovat ekologicky „čisté“ projekty, které lze ospravedlnit z hlediska životního prostředí i společensky, mnohem větší banky zaměřené na dovoz a vývoz tiše financují obrovské projekty, které poškozují životní prostředí a přinášejí zisky velkým obchodním společnostem.

Agenda pro budoucnost

Lidé všech sociálních vrstev by si měli uvědomit, že je v jejich vlastním zájmu podporovat ochranu přírody a bránit pokračujícím celosvětovým ztrátám druhů a společenstev. Ochránci přírody se musí naučit vhodně prezentovat význam ochrany biodiverzity veřejnosti a politickým činitelům, aby si lidé vytvořili k ochraně přírody kladný vztah.

Ochránci přírody se všeobecně shodují v tom, že několik hlavních problémů se týká ochrany biologické rozmanitosti a že je potřeba změnit dosavadní taktiku i metody. Některé problémy a jejich možná řešení vám nyní předkládáme:

Problém: Ochrana biodiverzity je obtížná z toho důvodu, že většina druhů na světě nebyla dosud vědecky popsána a celá společenstva zůstávají neprozkoumána.

Odpověď: Je nutné proškolit více vědeckých pracovníků a amatérských nadšenců, kteří by dokázali identifikovat, klasifikovat a monitorovat druhy i společenstva a navýšit finanční prostředky v této oblasti, zvláště pro školení vědců a zřizování výzkumných zařízení v rozvojových zemích. Je potřeba zakládat a podporovat přírodovědné spolky a kluby ochránců přírody, v nichž budou jak vědci, tak široká veřejnost a studenti. Informace o biodiverzitě musí být dostupnější a obsáhlejší. O to usiluje Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD) vytvořením nového informačního zařízení Global Biodiversity Information Facility (GBIF), jež bude sloužit jako ústřední databáze shromažďující údaje o všech druzích na světě (Redfearn, 1999).

Problém: Většina problémů ochrany přírody má celosvětovou působnost a dotýká se mnoha států.

Odpověď: Státy jsou stále ochotnější diskutovat o problémech ochrany přírody, jak již ukázalo vrcholné setkání v Rio de Janeiru v roce 1992 a Konference o změnách klimatu konaná v Japonsku v roce 1997, a přistupovat k mezinárodním dohodám, jako jsou současné úmluvy o biodiverzitě, globální změně klimatu a obchodu s ohroženými druhy. Mezinárodní ochránářské úsilí se postupně šíří a podporuje další účast ochránců přírody a veřejnosti na těchto aktivitách.

Obr. 5.14 Průměrná čtyřčlenná americká rodina žijící typickým americkým stylem života spotřebuje ročně přibližně 3785 litrů nafty (barely na obrázku) na pohon dvou aut a topení v domě. Pro stejnou rodinu se spálí okolo 2270 kg uhlí (hromada napravo v popředí obrázku) k získání elektřiny na provoz svítidel, ledniček, klimatizace a dalších domácích spotřebičů. Znečištění ovzduší a vody způsobené touto spotřebou přímo poškozuje biodiverzitu, a tudíž by měla být změna spotřebních návyků zakotvena v komplexní strategii ochrany životního prostředí. (Foto Robert Schoen/Northeast Sustainable Energy Association)



Problém: Nadměrná spotřeba světových přírodních zdrojů lidmi, obchodními činnostmi a organizacemi vyspělých zemí a z toho plynoucí znečištění ničí biologickou rozmanitost (obr. 5.14).

Odpověď: Občané, obchodní společnosti a vedení států musejí převzít odpovědnost za nadměrné využívání přírodních zdrojů (Salonius, 1999). Kladný vliv na životní prostředí mají změny životního stylu, snížení užívání zdrojů, zavádění recyklovaných materiálů a výrobků šetrných k životnímu prostředí, výroba úspornějších dopravních prostředků, budování hromadných dopravních systémů a sídel a zavádění podnětů a opatření k podpoře jejich užívání.

Problém: Vyspělé země obvykle kladou větší důraz na zachování biodiverzity než chudé rozvojové země, kde se nachází většina biologické rozmanitosti.

Odpověď: Vyspělé státy a mezinárodní ochrannářské organizace by měly poskytovat solidní, dlouhodobé finanční prostředky rozvojovým zemím pro zakládání a údržbu národních parků a dalších chráněných území. Současně se musí řešit další ekonomické a sociální problémy, zvláště ty, které se týkají chudoby, vzdělávání a občanských práv. Jak nařizuje Úmluva o biologické rozmanitosti, ekonomické zisky z nových výrobků získaných na základě sběru druhů žijících v rozvojových zemích musí být rovnoměrně a spravedlivě rozděleny.

Problém: Ekonomické analýzy projektů rozvoje poškozujících životní prostředí obvykle předkládají o těchto projektech zkresleně kladné představy.

Odpověď: Je potřeba vytvořit, zavést a veřejně hodnotit nové typy „cost-benefit“ analýz, které budou zahrnovat náklady na ochranu životního prostředí a rozvoj lidské společnosti. Tyto náklady se musí dotýkat jak přímých důsledků, jako je půdní eroze, znečištění vod, ztráta přírodních materiálů, tak potenciálních ekonomických ztrát, jako jsou ztráta tradičních znalostí, ztráta turistického potenciálu, úbytek druhů s možným využitím v budoucnosti a zánik obyvatelných míst. Analýzy vlivů na životní prostředí (EIA) by měly také zahrnovat srovnávací studie podobných projektů realizovaných v jiných oblastech a zabývat se pravděpodobností a náklady nejhorších možných variant.

Problém: Ochrana životního prostředí se nedostává uznání, jakého by si při ekonomickém rozhodování zasloužila.

Odpověď: Ekonomické aktivity by měly být propojeny s řízením ekosystémů pomocí ekonomických nástrojů (poplatků, pokut, daní apod.). Je nutné uvést do praxe princip „znečišťovatel platí“, který říká, že ti, kdo způsobují znečištění (nebo jiné ekologické škody), by měli zaplatit za jejich odstranění. Podle tohoto principu by měly průmyslové podniky, právnické a fyzické osoby platit za vyčištění životního prostředí, které svou činností poškodily (Bernow et al., 1998). Většinou to však platí řadový občan – buď jako koncový zákazník, nebo jako daňový poplatník. Prvním krokem v tomto směru by se mělo stát zvýšení poplatků za užívání vody a produkci odpadních vod, jež by odrážely skutečné náklady na poskytování těchto služeb. Mělo by se skoncovat s finanční podporou průmyslových odvětví, která poškozují životní prostředí a lidské zdraví (výroba pesticidů, petrochemický, těžební, rybářský a tabákový průmysl), a přesunout tyto prostředky do činností, které podporují životní prostředí a tělesnou a duševní pohodu obyvatel.

Problém: Světovou biodiverzitu ničí především zoufale chudí lidé.

Odpověď: Ochránci přírody, nadace a humanitární organizace by měly pomáhat původním obyvatelům v zavádění a rozvíjení vhodných ekonomických aktivit, které nepoškozují biologickou rozmanitost. V mnoha případech lze existující zemědělskou půdu využívat mnohem účinněji než pouze zvětšením rozlohy obdělávaného území (Goklany, 1998). Programy zahraniční pomoci by měly být řádně plánovány, aby pomohly zmírnit spíše chudobu venkova než elitních obyvatel prosperujících měst, jak se obvykle děje. Programy podporující menší rodiny a snižující růst lidské populace by měly být úzce propojeny s úsilím o zlepšení ekonomických příležitostí a zastavení poškozování životního prostředí (Dasgupta, 1995).

Problém: Ústřední orgány státní správy obvykle rozhodují o převádění pozemků a zakládání chráněných území jen s malým ohledem na obyvatele dotčené oblasti. Následkem toho místní lidé necítí účast na projektech ochrany přírody a nepodporují je.

Odpověď: Místní obyvatelé musí věřit tomu, že jim projekt ochrany přírody přinese užitek a že jejich účast na projektu je nezbytná. Proto je nutné, aby stanoviska o vlivech na životní prostředí a další informace o projektech byly veřejně dostupné, a to ve všech krocích projektů. Nejen státní orgány, ale i místní občanská sdružení by měla sdílet práva a odpovědnost za řízení projektů ochrany přírody.

Problém: Příjmy, obchodní aktivity a vědecký výzkum spojené s národními parky a dalšími chráněnými územími obvykle nepřinášejí přímou podporu místním komunitám.

Odpověď: Kdykoli je to možné, měli by být místní obyvatelé proškoleni a zaměstnáni na správě chráněných území nebo ve výzkumných projektech, neboť tento přístup využívá jejich tradičních znalostí a vytváří místní příjmy. Část příjmů chráněných území může být použita na financování obecně prospěšných projektů, jako je výstavba škol, nemocnic a rozvoj obchodu, ze kterých mají přímý užitek lidé žijící v blízkosti rezervací. Ochránci přírody pracující v chráněných územích by měli pravidelně objasňovat záměry a výsledky své práce okolním komunitám a školním skupinám a měli by naslouchat místním lidem.

Problém: Národní parky a chráněná území v rozvojových zemích nemají dostatečný rozpočet na ochrannářskou činnost. Příjmy, které díky nim státy získávají, přicházejí do státních pokladen.

Odpověď: Finanční prostředky potřebné pro správu chráněných území lze získat zvýšením poplatků za vstup, ubytování a stravu pro zahraniční turisty a vědecké pracovníky, jež odrážejí skutečné náklady na údržbu. Je důležité zajistit, aby tyto příjmy a zisky zůstávaly v chráněném území a jeho okolí. Ochrannářské úsilí v rozvojových zemích mohou přímo finančně podporovat také zoologické zahrady a ekologické organizace vyspělých zemí.

Problém: Lidé kácí tropické lesy a místo nich pěstují plodiny, čímž získávají určitá práva k pozemkům, dokonce i v oblastech nevhodných pro zemědělství. Těžební společnosti, které si pronajímají lesy, a chovatelé dobytka, kteří si pronajímají pastviny od státu, při sledování krátkodobých zisků obvykle poškozují krajinu a snižují její produkční schopnost.

Odpověď: Můžeme se snažit upravit zákony tak, aby obyvatelé a organizace mohli získat práva a pronájmy k těžbě dřeva a užívání pastvin po dobu, pokud je zachována nezměněná funkčnost ekosystému. Je potřeba odstranit daňové úlevy, které podporují nadměrné využívání přírodních zdrojů, a naopak je zavést pro aktivity zaměřené na péči o krajinu.

Problém: V mnoha zemích je státní správa nevykonná, pomalá a svázaná nepřiměřenými předpisy, a tedy neúčinná při ochraně přírody.

BOX 5.6

Golfová hřiště – kratochvíle 21. století

Bohužel ne vždy se při jednání s vlastníky pozemků a investory daří prosadit zájmy ochrany přírody. Bývá běžné, že ochrana přírody ustupuje jiným veřejným zájmům a děje se tak zcela zákonným postupem. Abychom pochopili jednotlivé kroky správního řízení, musíme kromě zákona o ochraně přírody a krajiny znát také stavební zákon, zákon o posuzování vlivů na životní prostředí (EIA) a konečně i správní řád, podle kterého správní úřady postupují.

Kromě zřetelných zásahů do přírodního prostředí a krajinného rázu existují i činnosti, jejichž vliv je skrytý a není patrný na první pohled. Příkladem takové aktivity jsou třeba golfové hřiště. Golf se nám může na první pohled jevit jako neškodné sportovní vyžití, které zpravidla nezanechává jizvy na krajině, většinou využívá přírodní i krajinné prvky, nezatěžuje prostředí hlukem, poskytuje účastníkům hry zážitek z pohybu ve volné přírodě atd. Skutečnost je však odlišná. Golfové hřiště nahrazují přirozenou druhovou skladbu (mnoho desítek druhů jedno- i dvouděložných rostlin) předepsanou travní směsí (obvykle několik málo kulturních hybridů trav). Dále se na údržbu trávníku spotřebuje značné množství vody (v letních měsících na osmijamkové hřiště v našich podmínkách až 500 m³ týdně). Další zátěž spočívá v maloplošně nadměrném používání umělých hnojiv a herbicidů na odpaliště a jamkoviště (ročně až 1 tuna). Faktický přínos pro místní obyvatele je zpravidla zanedbatelný.

Jako velmi názorný příklad „spolupráce“ státní správy s investorem může posloužit jedno nejmenované golfové hřiště v jižních Čechách:

- Investor si vyhlédne území ležící v bývalém pohraničním pásmu se zachovalou přírodou a minimálním osídlením, kde za velmi výhodnou cenu koupí pozemky (orná půda), čímž se vyhne složitému a nákladnému jednání se zodpovědnými vlastníky a uživateli pozemků.
- Kontaktuje státní správu ve věcech ochrany přírody (v tomto případě referát životního prostředí OkÚ) a zjišťuje průchodnost záměru, na základě doporučení minimální varianty (9 jamek na ploše zatravněné orné půdy) zadává a platí zpracování dokumentace hodnocení vlivů na životní prostředí (EIA, zákon č. 244/92 Sb.); jako první krok volí průchodnou minimální variantu.
- Dokumentace posouzení vlivů na ŽP a posudek jsou formálně kladné, navíc je doporučeno zpracování biologického hodnocení podle zákona č. 114/92 Sb., které je opět formální. Všechny tyto posudky vykazují sice značné věcné i formální nedostatky, ty jsou však při veřejném projednání „přehlédnuty“ a příslušný orgán EIA vydává souhlasné stanovisko pro územní rozhodnutí.
- Stavba je povolena v minimální variantě, formálně je vše v pořádku, zcela opominuto však zůstává správní řízení k povolení zásahu do významného krajinného prvku a rozhodnutí o výjimce z ochranných podmínek zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů (podle zákona č. 114/1992 Sb.).
- Do hry vstupuje občanské sdružení (místní ČSOP), které rozporuje proces posouzení vlivů na životní prostředí (EIA), průběh a závěry veřejného projednání a následná stanoviska správního orgánu a podává návrh na opravný prostředek MŽP.
- Investor vydává propagační brožuru, ve které je znázorněno golfové hřiště rozšířené na 18 jamek směrem ke hranici do cenných přírodních partií (tři biocentra a biokoridor ÚSES, několik významných krajinných prvků) a propojené s nedalekým golfovým hřištěm v Rakousku. Investor spoléhá na metodu postupných kroků – získat souhlas

s rozšířením stávajícího hřiště do cenných přírodních partií je jednodušší než prosazovat od začátku plnou variantu (ta by pravděpodobně byla zamítnuta).

- MŽP na základě nezávislých expertiz ruší rozhodnutí OkÚ, následuje právní spor mezi MŽP a OkÚ o oprávněnost postupu OkÚ, který je však posléze potvrzen.
- Golfové hřiště je v minimální variantě postaveno. Investor se netají záměrem dostavět hřiště do původně zamýšlené varianty.

Odpověď: Místní nevládní ekologické organizace a občanská sdružení často působí jako účinná hybná síla pro řešení problémů ochrany přírody a měly by být povzbuzovány a podporovány politicky, vědecky i finančně. Zapojení všech účastníků, kterých se záměry státní správy týkají (stakeholders), do procesu státního řízení je důležitým předpokladem proto, aby místní občané poznali, že jejich účast na jednáních je významná.

Problém: Situace, kdy ochrana přírody ustupuje jiným veřejným zájmům na základě nekvalitních posudků a obcházení odborných expertiz, je zcela běžná. Příklad výstavby golfového hřiště ilustruje osvědčenou metodu postupných kroků při prosazování zájmů investora (box 5.6.).

Odpověď: Jak lze na uvedeném příkladě vidět, mohou být všechna hodnocení a posudky, které je investor povinen zaplatit, záměrně zmanipulované. Ochrana přírody a krajiny se tak při uplatnění jistého postupu může stát jen proklamovanou loutkou v rukou úředníků státní správy. Ve střednědobém časovém horizontu však investor tímto přístupem často prokazuje sám sobě medvědí službu – místo expertů a odborníků nastupují různá občanská sdružení, která používají ostřejší prostředky nenásilného odporu a občanské neposlušnosti. Ne nadarmo si investiční banky v západní Evropě nechávají na investiční záměry zpracovat skutečně nezávislé **ekologické audity** (ecological audit) a v případě jakýchkoli pochybností odmítají rizikové úvěry poskytnout.

Problém: Obchodní společnosti, banky a vlády se často staví k problémům ochrany přírody s nezájmem a neúčastí.

Odpověď: Lobbování při prosazování změn může být účinné u institucí, které si chtějí uchovat dobrou pověst. Petice, demonstrace, otevřené dopisy, tiskové zprávy a ekonomické bojkoty mohou pomoci v okamžiku, kdy jsou racionální požadavky ignorovány (obr. 5.15). V mnoha případech radikální ekologická hnutí, jako jsou Greenpeace a EarthFirst!, získávají pozornost sdělovacích prostředků a veřejnosti prostřednictvím dramatických akcí, zatímco hlavní proud ekologických organizací, jako jsou The Nature Conservancy a World Wildlife Fund, se snaží o kompromisy.

Role ochránců přírody

Biologie ochrany přírody se liší od ostatních vědeckých disciplín tím, že se aktivně podílí na ochraně všech forem biodiverzity (udržení genetické variabi-

Obr. 5.15 Protestní akce nevládních ekologických sdružení proti kácení lesů, výstavbě staveb s velkým negativním vlivem na životní prostředí, těžbě neobnovitelných přírodních zdrojů a neekologickým územním rozhodnutím mohou přilákat zájem sdělovacích prostředků o problémy životního prostředí, které společnost nemůže ignorovat. Tato poklidná akce je jednou z mnoha demonstrací ekologických sdružení Děti Země a Hnutí Duha, která je určena k ochraně ovzduší. Například v roce 1993 dosáhly Děti Země zákazu výroby freonových sprejů poškozujících ozonoféru. Bohužel ne vždy jsou demonstrace takto poklidné a bezkonfliktní. (Foto Děti Země)



lity, zachování druhů, společenstev, krajinného pokryvu a ekosystémových funkcí). Představitelé různých vědních oborů, které přispívají k ochraně přírody, sdílejí společný cíl – ochranu biologické rozmanitosti (Norton, 1991). Myšlenky a teorie ochrany přírody se stále častěji objevují v politických a veřejných debatách a ochrana biodiverzity se stala prioritou nových vládních programů zaměřených na ochranu přírody. Cílem ochránců přírody není pouhá evidence nových vědomostí, ale především uvedení těchto znalostí do praxe v ochraně biodiverzity (Ehrenfeld, 2000).

Vytváření a realizace programů účinné ochrany přírody vyžadují široký a uvážlivý rozhled. Druhy často vymírají vlivem kombinace faktorů, které působí současně, nebo následně. Obviňování chudých vesnických obyvatel nebo určitého průmyslového odvětví z ničení biodiverzity je slaboduchou a neúčinnou strategií. Je třeba porozumět národním a mezinárodním článkům řetězu, které podporují ničení životního prostředí, a nalézt uskutečnitelná alternativní řešení. Ta se musí zabývat stabilizací velikosti lidské populace, vytvářením pracovních příležitostí nepoškozujících životní prostředí pro obyvatele

Obr. 5.16 Rozvojové země postrádají dostatečné množství informačních prostředků šířících ekologickou osvětu a aktuální informace o životním prostředí. Ekologická výchova by měla být zaměřena především na vyrůstající generaci. Na obrázku si papuánské děti prohlížejí časopis National Geographic. (Foto V. Novotný)



vesnic v rozvojových i vyspělých zemích, vytvářením podnětů a ukládáním pokut, které donutí průmysl, aby se choval šetrněji k životnímu prostředí, a omezením mezinárodního obchodu s výrobky, jejichž výroba je spojená s ničením životního prostředí. Velmi důležitým faktorem je ochota obyvatel rozvinutých zemí ke snížení spotřeby světových přírodních zdrojů a k nakupování výrobků, které byly vytvořeny šetrným způsobem.

Pokud se mají uskutečnit výše uvedené body, musí ochránci přírody aktivně přijímat různé role:

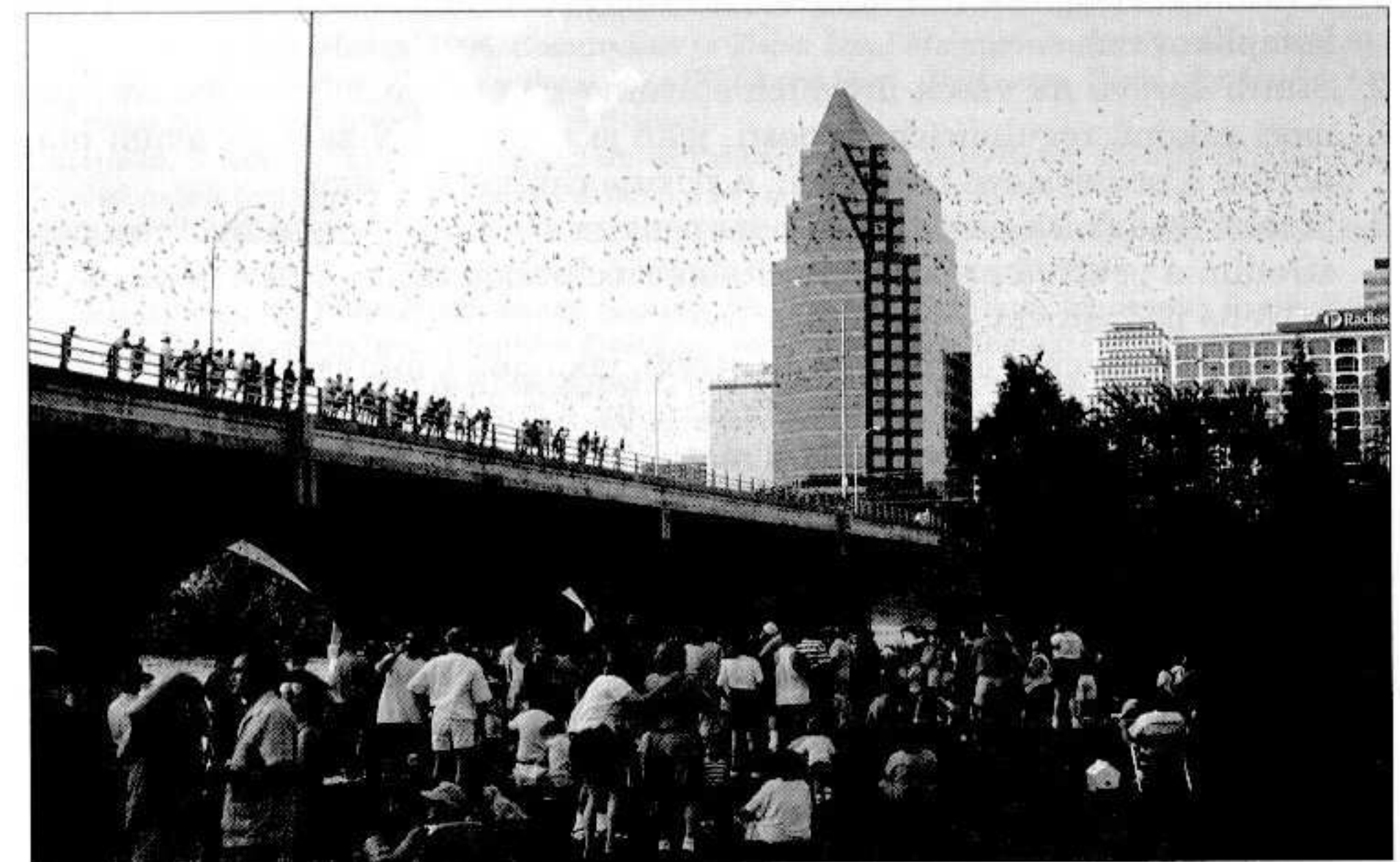
1. Musí se mnohem aktivněji podílet na **šíření ekologické osvěty** na veřejných setkáních i ve školách (obr. 5.16). Musí seznamovat co nejširší spektrum veřejnosti s problémy, které vznikají při ztrátě biologické rozmanitosti (Collett & Karakashain, 1996).

Úsilí organizace Bat Conservation International ukazuje, jakým způsobem lze změnit postoj veřejnosti. Když městská rada Austinu (Texas) zamýšlela zničit statisícovou kolonii netopýrů druhu tadarida guanová (*Tadarida brasiliensis*), která sídlila pod mostem v centru města, představitelé Bat Conservation International provedli úspěšnou kampaň, která přesvědčila veřejnost, že populace netopýrů poskytuje úžasnou podívanou a zároveň likviduje škodlivý hmyz v širokém okolí. Situace se změ-

nila tak radikálně, že vládní ochrana netopýrů se stala předmětem občanské hrdosti a občané i turisté se scházejí každou noc k pozorování netopýřích letů (obr. 5.17).

2. Ochránci přírody se musí také stát **politicky činnými** pracovníky. Zapojení do politické činnosti umožňuje ochráncům přírody ovlivňovat vládní jednání a navrhopvat právní úpravy zákonů, které jsou prospěšné druhům a ekosystémům (Brown, 2000). Jako příklad lze uvést současné obtíže při prosazování novelizace Zákona o ohrožených druzích v Kongresu USA a při ratifikaci Úmluvy o biologické diverzitě (USA dosud nepřistoupily k ratifikaci úmluvy), bohatě ilustrující naléhavou potřebu vědeckých pracovníků, kteří by vysvětlovali význam a potřeby ochrany přírody politickým činitelům.
3. Ochránci přírody by měli být **organizátory** v rámci ochranářské komunity. Podporou zájmu o ochranu přírody mezi svými spolupracovníky mohou rozšířit řady profesionálních pracovníků usilujících o uchování přírodních zdrojů naší planety.
4. Ochránci přírody musí umět **motivovat a přesvědčit** široké spektrum lidí k podpoře ochranářského úsilí. Na lokální úrovni je potřeba vytvářet programy ochrany přírody a prezentovat je způsobem, který vzbudí zájem a podporu místních obyvatel. Musí jim ukázat, že ochrana životního prostředí nejen chrání druhy a společenstva, ale zároveň s sebou přináší

Obr. 5.17 Obyvatelé města a turisté se chystají k večernímu pozorování netopýrů, kteří vylétají ze svého shromaždiště pod mostem v Austinu, Texas. (Foto Merlin Tuttle, Bat Conservation International)



zdravé prostředí a dobrou životní úroveň (WRI, 1998; McMichael et al., 1999). Hlavní částí všech ochranných programů musí být veřejná diskuse, vzdělávání a propagace. Zvláštní pozornost by měla být věnována přesvědčování vedoucích osobností politiky a obchodu k podpoře ochrany přírody. Mnoho z nich je ochotno předložené věci podpořit, pokud jsou prezentovány správným způsobem.

- Ochránci přírody musí být také výkonnými **manažery a praktiky** ochranných projektů. Musí procházet krajinou, aby měli přehled o tom, co se ve skutečnosti děje, a hovořit a spolupracovat s místními obyvateli. Měli by znát vše o druzích a společenstvech, která se snaží chránit, a umět zprostředkovat získané vědomosti dalším (Clark, 1999; Latta, 2000). Pokud ochránci přírody dovedou převést své myšlenky do praxe a spolupracovat se správci chráněných území, projektanty územních plánů, politiky a místními občany, pak se vývoj ochrany přírody pohne kupředu. Vytvoření správného poměru ve směsi modelů, nových teorií, nových přístupů a praktických příkladů je klíčem k úspěchu v této disciplíně. Takto nalezená rovnováha by měla umožnit ochráncům přírody spolu s aktivními občany chránit biologickou rozmanitost na Zemi v nynějším období nebyvalých změn.

Souhrn

- Myšlenka trvale udržitelného rozvoje se stala důležitým nástrojem k usměrňování lidských aktivit, avšak nalezení vyváženého poměru mezi ochranou biologické rozmanitosti a využíváním přírodních zdrojů je často komplikované.
- Státní správa na všech úrovních státního zřízení chrání biodiverzitu pomocí zákonů regulujících činnosti, jako je rybolov, lov zvěře, územní plánování a průmyslové znečištění, a zřizuje chráněná území.
- Mnoho tradičních národů je silným poutem svázáno se svým životním prostředím a používá praktiky slučitelné s ochranou biodiverzity. Jejich úsilí je třeba podporovat.
- Hlavní dokumenty o životním prostředí, jako jsou Úmluva o biologické rozmanitosti a Úmluva o změně klimatu, byly podepsány na vrcholném jednání představitelů všech zemí a států Země v roce 1992 v Rio de Janeiru a na následujících environmentálních jednáních. Plnění a podporování těchto dohod by mělo podstatně přispět k mezinárodnímu ochrannému úsilí.
- Ekologické organizace, vlády rozvinutých zemí a banky pro rozvoj vydávají stále více peněžních prostředků na ochranu biodiverzity v tropických rozvojových zemích. Přestože je vyšší příliv financí velmi vítán, množství peněz stále není dostatečné k tomu, aby se zabránilo ztrátám biodiverzity, ke kterým v současnosti dochází. Na podporu ochranných aktivit se

objevují další způsoby financování projektů, jako jsou národní fondy životního prostředí a programy výměny dluhů.

- Mezinárodní organizace a banky pro rozvoj, včetně Světové banky, často dotují gigantické projekty, jež závažným způsobem poškozují životní prostředí. Existují snahy učinit tyto finanční instituce ekologicky odpovědnějšími za poskytování půjček.
- Ochránci přírody musejí umět ukázat správnost teorií a přístupů k ochraně přírody, aktivně spolupracovat se všemi složkami společnosti a obnovovat poškozené složky životního prostředí.

Doporučená literatura

- Batisse, M. 1997. Biosphere reserves: A challenge for biodiversity conservation and regional development. *Environment* 39(5): 7–15, 31–35. Historie a realizace programu vytváření biosférických rezervací.
- Brown, K. 2000. Transforming a discipline: A new breed of scientist-advocate emerges. *Science* 287: 1192–1193. Několik článků v tomto vydání popisuje, jakým způsobem ochránci přírody a ekologové spolupracují s vládními úředníky při prosazování změn vládních postupů.
- Chau, K. 1995. The Three Gorges project of China: Resettlement prospects and problems. *Ambio* 24:98–102. Důsledky rozvoje v ohromném měřítku. (Tento výborný časopis týkající se životního prostředí člověka stojí za povšimnutí.)
- Collett, J. & S. Karakashain (eds.). 1996. *Greening the College Curriculum: A Guide to Environmental Teaching in the Liberal Arts*. Island Press, Washington, D.C. Otázky týkající se ochrany životního prostředí a přírody představují téma jednotící studijní programy a kurzy mnoha vysokých škol a univerzit.
- Cox, P. A. 1997. *Nafauna: Saving the Samoan Rain Forest*. W. H. Freeman, New York. Zajímavý a hezký příklad vědeckého úsilí o záchranu lesa za účasti domorodých obyvatel.
- Dwyer, J. C. & I. D. Hodge. 1996. *Countryside in Trust: Land Management by Conservation, Recreation and Amenity Organisations*. John Wiley and Sons, Chichester. Popis význačného nárůstu pozemkových spolků ve Velké Británii.
- Ehrenfeld, D. 2000. War and peace and conservation biology. *Conservation Biology* 14: 105–112. Jedinečná esej garantující slibnou diskusi o roli ochránců přírody.
- Heywood, V. H. (eds.). 1995. *Global Diversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge. Jeden z nejuplněnějších zdrojů informací o biologické rozmanitosti.
- Homer-Dixon, T. F. 1999. *Environment, Scarcity and Violence*. Princeton University Press, Princeton. Soutěž o zdroje ve zničeném životním prostředí vede ke konfliktům.
- Jacobson, S. K., E. Vaughn & S. W. Miller. 1995. New directions in conservation biology: Graduate programs. *Conservation Biology* 9: 5–17. Popis 51 amerických studijních programů ochrany přírody.
- Kapur, D., J. P. Lewis & R. Webb (eds.). 1997. *The World Bank: Its First Half-Century*. The Brookings Institution, Washington, D.C. Kritické zhodnocení úvěrové politiky Světové banky.
- Maser, C. 1997. *Sustainable Community Development: Principles and Practices*. CRC Press, Boca Raton, Florida. Podnětný pohled na principy udržitelnosti založený na mnoha příkladech z celého světa.
- Meffe, G. K. & C. R. Carroll (eds.). 1997. *Principles of Conservation Biology*, Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Výborná moderní učebnice.
- Oates, J. F. 1999. *Myth and Reality in the Rainforest: How Conservation Strategies Are Failing in West Africa*. University of California Press, Berkeley. Mnoho projektů trvale udržitelného rozvoje nesplňuje předchozí očekávání.

Primack, R., D. Bray, H. Galletti & 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. Popis složitých sociálních, politických a ekonomických faktorů ovlivňujících ochranu přírody v zemích Střední Ameriky.

Western, D. 1997. *In the Dust of Kilimanjaro*. Island Press, Washington, D.C. Bývalý ředitel Kenya Wildlife Service předkládá osobní názor na nezbytnou integraci lidí a divoké zvěře v africké krajině.

Epilog

Český čtenář dostává do rukou první překlad moderní učebnice biologie ochrany přírody (tzv. konzervační biologie) v češtině. Je na čase – vždyť tento obor již přes deset let vychovává na řadě světových univerzit své absolventy, produkuje několik prestižních vědeckých časopisů a svým společenským významem výrazně přesahuje rámec vědecké komunity. Prakticky každé velké nakladatelství má svou „vlajkovou“ učebnici biologie ochrany přírody (viz přehled literatury). Ediční plány nakladatelských domů tak odrážejí, byť s určitým zpožděním, rozvoj vědeckého poznání a potřeby studijních plánů a oborů. U nás je tomu právě naopak – dobrá učebnice totiž v tomto případě předchází vzniku studijního oboru pro zájemce o vzdělání v biologii ochrany přírody.

Vznik každého nového oboru je třeba nahlížet z celkového kontextu vývoje vědeckého poznání a potřeb společnosti (jež jsou často vyjádřeny zaměstnatelností absolventů). Světová moderní učebnice ekologie autorů Begon, Harper & Townsend (1996) vyšla poprvé v roce 1986 (český překlad 2. vydání vyšel v roce 1997; neobsahuje ještě kapitolu o biologii ochrany přírody, jež byla doplněna až ve 3. vydání) a za dobu své „působnosti“ odchovala tisíce ekologů po celém světě. Příčina úspěchu právě této učebnice je zřejmá – moderní ekologie osmdesátých let se rozštěpila na řadu dílčích oborů, které však potřebovaly společný výchozí základ. A právě tento základ poskytla učebnice koncepčně rozdělená do úrovní: jednotlivec–populace–společenstvo.

A tak zatímco v osmdesátých letech byla biologie ochrany přírody spíše modifikací dílčích principů obecné ekologie a hledáním vlastních konceptů vyjádřených např. rozvedením teorie ostrovní biogeografie do úvah o významu vzácnosti druhů a modelů uspořádání rezervací SLOSS (Single Large or Several Small, např. Usher, 1986), v letech devadesátých se objevují nová témata, která se po sjednocení ekologie na principech hierarchického přístupu (individua, populace, společenstva, ekosystémy, krajina, globální změny,

Allen & Hoekstra, 1992) setkávají na společném základě konzervační biologie. Názorným příkladem může posloužit problematika biologických invazí, která se posunula z úrovně populačních a prostorových distribucí invazních druhů (Duffey & Usher, 1988; Drake et al., 1989) na úroveň hierarchicky komplexně pojatého biologicko-ekologického výzkumu (Williamson, 1996; Shigesada & Kawasaki, 1997).

Jaké jsou tedy zdroje konzervační biologie v devadesátých letech 20. století? Do populační biologie v ochraně přírody pronikají přístupy populační genetiky a studia reprodukčních strategií (Silvertown & Lovett-Doust, 1993; Frankel et al., 1995), teorie metapopulací propojuje populační a krajinné měřítko (Hanski & Gilpin, 1997) a vyzdvihuje v krajině význam heterogenity a disturbancí (Turner, 1987; Kolasa & Pickett, 1991), okrajového efektu a hranic (Hansen & di Castri, 1992) nebo prostorových vlastností biodiverzity a její distribuce (Ricklefs & Schluter, 1993; Huston, 1994; Rosenzweig, 1995). Prudce se rozvíjí ekologie společenstev (Jongman et al., 1995; Klötzli & van der Maarel, 1996). Krajinná ekologie zavádí metody pro popis struktury a funkcí krajiny (Turner & Gardner, 1991; Forman, 1995; Farina, 1998). Stále větší důraz je kladen na zachování ekosystémových funkcí a ekologických procesů (Schulze & Mooney, 1994; Mooney et al., 1996). Studuje se vliv globálních změn na ekosystémy (Boyle & Boyle, 1994). Hodnocení vlivu na životní prostředí (EIA) se postupně stává exaktním oborem (Petts, 1999). Ochranařská hnutí volají po zavedení tzv. zelené paměti na hlasování politiků o zákonech spojených s ochranou životního prostředí a zavedení hierarchického přístupu v ekologické ekonomice. Biologie ochrany přírody tak dostává od biologických, ekologických a sociálních věd stále širší a navzájem přesahující témata (sborníky Pickett et al., 1997; Meffe & Carroll, 1997; Fiedler & Kareiva, 1998). Nezbytný je proto sjednocující přístup, který propojí jednotlivá nosná témata oboru biologie ochrany přírody (Primack, 1998; Sutherland, 2000). Upřesňují se také metody výzkumu, které čerpají z řady příbuzných zdrojových oborů a postupně jsou zaváděny a rozšiřovány do praxe (Ferson & Burgman, 2000).

Právě proto, že jednotlivé kapitoly této knihy odrážejí především hierarchické pojetí biologie a ekologie, se pomyslný okruh témat nakonec uzavírá, neboť problémy ochrany biodiverzity jsou lokální i zároveň globální, biologické invaze zajímají jak molekulární biology, genetiky a populační biology, tak krajinné ekology a manažery ekosystémů, a ochrana a obnova stanovišť a jejich ekosystémových funkcí (neboli restaurační ekologie) je dnes více praktickým než teoretickým oborem. Navíc málokde jinde v ekologii a biologii najdeme tak přímou a zřejmou vazbu na legislativu, jako právě zde. A není to už jenom legislativa druhové a územní ochrany, ale stále více se začínají uplatňovat principy ochrany ekosystémů a jejich funkcí a také jejich obnovy (revitalizační programy). Krajina a krajinný ráz se staly nezastupitelnou složkou životního prostředí a procesu hodnocení vlivu na životní prostředí (tzv. EIA),

který ve vyspělých zemích zahrnuje kromě hodnocení stavu před záměrem také nezbytný proces sledování změn po uskutečnění záměru (monitoring). Zájmy konzervační biologie se dostávají do vrcholné politiky a stávají se jedním z prioritních témat jednání parlamentů vyspělých zemí.

Lze proto očekávat, že za několik let budou jednotlivá témata biologie ochrany přírody samostatnými obory a desítky vzdělaných absolventů budou ovlivňovat využívání a obnovu přírodního prostředí, v němž žijeme. Přál bych si, abychom v rovině vědeckého výzkumu poznali biologii vzácných a ohrožených druhů aspoň na takové úrovni jako u druhů invazních, abychom dokázali vhodným obhospodařováním zachovat v krajině pestrost našich přírodních stanovišť, abychom pochopili ekosystémové funkce tak, jak je třeba pro jejich dlouhodobé udržování, abychom byli vzdělanou a kulturní společností doceňující i jiné než jen ekonomické hodnoty přírodního prostředí. Proto přeji této knize, aby zapadla do mozaiky našeho moderního vzdělání v 21. století.

RNDr. Tomáš Kučera, PhD.

Literatura

- Allen, T. F. H. & T. W. Hoekstra. 1992. *Toward a Unified Ecology*. Columbia Univ. Press, 384 p.
- Begon, M. E., J. L. Harper, & C. R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3 ed., Blackwell Sci., 1068 pp.
- Boyle, T. J. B. & C. E. B. Boyle (eds.). 1994. *Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change*. Springer-Verlag, 456 p.
- Drake, J. A., H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (eds.). 1989. *Biological Invasions: A Global Perspective*. SCOPE 37, J. Wiley & Sons, 540 pp.
- Duffey, E. & M. B. Usher (eds.). 1988. *Biological Invasions of Nature Reserves*. Biol. Conserv. 44: 1–135.
- Farina, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, 288 pp.
- Ferson, S. & M. Burgman (eds.). 2000. *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer, 322 pp.
- Fiedler, P. L. & P. M. Kareiva (eds.). 1998. *Conservation Biology. For the Coming Decade*. Chapman & Hall, 533 pp.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge Univ. Press, 632 pp.
- Frankel, O. H., A. H. D. Brown & J. J. Burdon. 1995. *The Conservation of Plant Biodiversity*. Cambridge Univ. Press, 312 pp.
- Hansen, A. J. & F. di Castri (eds.). 1992. *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Ecol. Stud. 92, Springer-Verlag, 452 pp.
- Hanski, I. & M. E. Gilpin (eds.). 1997. *Metapopulation Biology*. Academic Press, 512 pp.
- Huston, M. A. 1994. *Biological Diversity. The Coexistence of Species on Changing Landscape*. Cambridge Univ. Press, 682 pp.
- Jongman, R. H., C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren (eds.). 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge Univ. Press, 299 pp.
- Klötzli, F. & E. van der Maarel (eds.). 1996. *Community Ecology and Conservation Biology*. J. Veg. Sci. 7: 5–124.

- Kolasa, J. & T. A. Pickett (eds.). 1991. *Ecological Heterogeneity*. Ecol. Stud. 86, Springer-Verlag, 332 pp.
- Meffe, G. K. & C. R. Carroll (eds.). 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer, 730 pp.
- Mooney, H. A., J. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala & E. D. Schulze (eds.). 1996. *Functional Roles of Biodiversity. A Global Perspective*. SCOPE 55, J. Wiley & Sons, 496 pp.
- Petts, J. (ed.). 1999. *Handbook of Environmental Impact Assessment*. Blackwell Sci., 934 pp.
- Pickett, S. T. A., R. S. Ostfeld, M. Shachak & G. E. Likens (eds.). 1997. *The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*. Chapman & Hall, 466 pp.
- Primack, R. B. 1998. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer, 660 pp.
- Ricklefs, R. E. & D. Schluter. 1993. *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. Chicago Univ. Press, 454 pp.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ. Press, 464 pp.
- Schulze, E.-D. & H. A. Mooney (eds.). 1994. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, 526 pp.
- Shigesada, N. & K. Kawasaki. 1997. *Biological Invasions. Theory and Practice*. Oxford Univ. Press, 205 pp.
- Silvertown, J. & J. Lovett-Doust. 1993. *Introduction to Plant Population Biology*. Blackwell Sci., 224 pp.
- Sutherland, W. J. 2000. *The Conservation Handbook. Research, Management and Policy*. Blackwell Sci., 278 pp.
- Turner, M. G. (ed.). 1987. *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. Ecol. Stud. 64, Springer-Verlag, 240 pp.
- Turner, M. G. & R. H. Gardner (eds.). 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Ecol. Studies 82, Springer, 536 pp.
- Usher, M. B. (ed.). 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman & Hall, 412 pp.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, 244 pp.

Literatura

- 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. & E. E. Starkey. 1994. Wildlife disease in U.S. National Parks: Historical and evolutionary perspectives. *Conservation Biology* 8: 654-661.
- Akçakaya, H. R., M. A. Burgman & 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 & 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. & S. J. Richards. 1999. Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-166.
- Allan, T. & A. Warren (eds.). 1993. *Deserts, the Encroaching Wilderness: A World Conservation Atlas*. Oxford University Press, London.
- Allen, T. F. H. & T. W. Hoekstra. 1992. *Toward a Unified Ecology*. Columbia Univ. Press.
- 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. & 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. & M. K. Anderson. 1992. Peasant farming systems, agricultural modernization and the conservation of crop genetic resources in Latin America. In P. L. Fiedler & S. K. Jain

- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wilson, E. O. & D. L. Perlmann. 1999. *Conserving Earth's Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Wilson, M. A. & 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 1992–1993*. 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 1998–1999*. Oxford University Press, New York.
- Wright, R. G., J. G. MacCracken & 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 & 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. & 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 & 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. & R. T. Forman (eds.). 1990. *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New York.

A

- africké parky 244
- Agenda 21 290
- Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR) 185, 198
- akvária 170
- alely 24
- Alouatta pigra* 286
- Ammodramus maritimus* subsp. *nigrescens* (strnad pobřežní) 139
- Amsickia grandiflora* 162
- analýza mezer 206
- analýza nákladů a užiteků 45
- životaschopnosti populace 147
- Anodorhynchus hyacinthinus* (ara hyacintový) 14
- antilopa bongo (*Tragelaphus euryceros*) 169
- losí (*Taurotragus oryxii*) 169
- Apoanagyrus lopezi* 51
- ara ararauna (*Ara ararauna*) 13
- Spixův (*Cyanopsitta spixi*) 12
- zelenokřídý (*Ara chloroptera*) 13
- Ara ararauna* (ara ararauna) 13, 14
- *chloroptera* (ara zelenokřídý) 13
- *macao* 14
- arboreta 171
- Argyroxiphium sandwicense* subsp. *sandwicense* 77
- archeofyty 115
- autekologie 141

B

- Balaenoptera musculus* (plejtvák obrovský) 112
- binomická nomenklatura 21
- biodiverzita 11
- biofilie 18
- biogenetické rezervace 219
- biogeografie 225
- ostrovní 79
- biokoridory 230
- biologická diverzita 18
- kontrola 51
- rozmanitost 11
- biologické indikátory 143
- biologie ochrany přírody 12
- bionomie 141
- biozesilování 101
- Bird Life International 211
- Boiga irregularis* 116
- borovice blatka (*Pinus rotundata*) 23
- kleč (*Pinus mugo* agg.) 23
- paprsčitá (*Pinus radiata*) 176
- botanické zahrady 171
- brazilské dálnice 197
- Buceros rhinoceros* (dvojborožec velký) 274
- býložravci 28

C

- Castanea dentata* 122
- Catharanthus roseus* 52
- Celoevropská strategie biologické a krajinné rozmanitosti 223

centra biodiverzity 207
Cercocebus galeatus subsp. *galeritus*
 (mangabej chocholový) 147
Corallorhiza trifida (korálice trojklaná) 28
Cornus florida 122
 „cost-benefit“ ukazatele 299
Cyanopsitta spixi (ara Spixův) 12
 Cyclophora 40
Cyprinodon (halančici) 124, 170
Cypripedium acaule (střevíčník) 144

Č

černá místa diverzity 211
 černé listiny 186
 Červené knihy 180, 181
 červené seznamy 186
 Česká inspekce životního prostředí 191, 198
 Český ekologický ústav 198
 Český svaz ochránců přírody (ČSOP) 271, 272
 Člověk a biosféra (MAB) 241, 216, 281

D

Dactylorhiza majalis 83
Daubentonia madagascariensis (ksukol
 ocasatý) 90
 DDT 101
 definice druhu biologická 20
 – – morfologická 20
 degradace stanovišť 100
 dekompozitori 28
 delfín skákavý (*Tursiops truncatus*) 170
 demografická studie 145
 demografické výkyvy 138
Dendroica coerulea (lesňáček topolový) 99
 – *fusca* (lesňáček černý) 21
 detritovoři 28
 dezertifikace 94
 diverzita (rozmanitost) biologická 11, 279
 – alfa 32
 – beta 32
 – gama 32
 – genetická 24
 – kulturní 279
 – společenstev a ekosystémů 24
 dluhy rozvojových zemí 295
 Dohoda o ochraně netopýrů v Evropě 190
 doplňková území 212

Dreissena polymorpha (slávička mnohotvárná)
 118, 259
 Drepanididae 36
Drepanis 109
Drosophila sp. 136
 druh adventivní 115
 – endemický 77
 – exotický 115
 – expanzivní 116
 – indikační 59, 205
 – introdukovaný 115
 – invazní 113, 115
 – klíčový 30
 – kriticky ohrožený 176, 185
 – kryptický 22
 – málo ohrožený 177
 – náchylný k vymírání 122
 – naturalizovaný 115
 – nepůvodní 115
 – nevyhodnocený 178
 – o němž jsou nedostatečné údaje 177
 – ohrožený 176, 184, 185
 – podvojný 22
 – potenciálně ohrožený 184
 – původní 115
 – silně ohrožený 185
 – téměř ohrožený 177
 – vyhubený 176
 – vyhynulý 71, 176
 – – ekologicky 72
 – – globálně 71
 – – místně 72
 – – ve volné přírodě 71
 – zájmový 205
 – zavlečený 115
 – zdomácnělý 115
 – zranitelný 177
 – zvláště chráněný 185
 druhová bohatost 32
 – diverzita 20
 dvojborožec velký (*Buceros rhinoceros*) 274

E

Ectopistes migratorius (holub stěhovavý) 126
 efekt Alleeho 139
 – hrdla lahve 137
 – zakladatele 137
 ekokolonialismus 279

ekologická ekonomika 43
 – etika 277
 – obnova 251, 264
 ekologické koridory 224
 ekologický audit 306
 ekologie hlubinná 67
 ekonomie ekologická 45, 62
 ekosystém 25
 ekosystém, produktivita 53
 ekoton 96, 233
 ekoturistika 58
Elaphurus davidianus (jelen milu) 164
 environmentální stochastická 139
 epidemiologické principy 120
Equus przewalskii (kůň Převalského) 164, 165
Eschrichtius robustus (plejtvákovec šedý) 112
 etika životního prostředí 63
Eubalaena glacialis (velryba biskajská) 112
Euphydrias 150
Eupithecia gelidata 92
 evoluce fylogenetická 35
 Evropská ekologická síť (EECONET) 222
 Evropská úmluva o krajině 216, 218
 Evropské diplomy 223
 experimentální populace 164
 – – základní 164
 externalita 44
 extinkce lokální 82
 extinkční víry 140

F

Falco peregrinus (sokol stěhovavý) 101
 fenotyp 24
 financování ochrany přírody 292
 fitness 137
 fotochemický smog 104
 fragmentace krajiny 229
 – stanovišť 95
Franklinia altamaha 72, 164

G

Gaia 17
 gap 26
 gen 24
 genetický drift 132
 genofond 24
 genotyp 24
Gentiana pannonica (hořec šumavský) 179

– *pneumonanthe* (hořec hořepník) 151
 geografické informační systémy 206
Ginkgo biloba (jinan dvoualaločný) 60
 globální oteplování 106
 – změna klimatu 105
 golfová hřiště 305
 guilda 30
Gymnogyps californianus (kondor
 kalifornský) 62, 160

H

halančici (*Cyprinodon*) 124, 170
Haliaeetus leucocephalus (orel bělohlavý) 101
 herbivoři 28
 heterozygotní geny 24
 heterozygotnost 132
 hlubinná ekologie 67
 hodnocení vlivu projektu na životní prostředí
 45, 269
 hodnota druhu vlastní 64
 – existenční 62
 – mimoprodukční 53
 – nepřímá 46
 – nespotební užitná 53
 – přímá 46
 holub stěhovavý (*Ectopistes migratorius*) 126
 horká místa 209
 hořec hořepník (*Gentiana pneumonanthe*) 151
 – šumavský (*Gentiana pannonica*) 179
 hostitel 28
Hymenoxys acaulis var. *glabra* 139
 hypotéza Gaia 17

Ch

Charadrius melodus (kulík hvízdavý) 144
 charismatická megafauna 129, 167
Charophyta (parožnatky) 172
Chenopodium vulvaria (merlík smrdutý) 186
 chladicí efekt stromů 56
 chlorované uhlovodíky 101
 chráněná území 196
 – – řízené péče o zdroje 197
 chráněné krajinné oblasti 197, 199
 chřástal polní 185

I

inbrední deprese 134
 indikátory biologické diverzity 211

indonéska transmigrace 297
 internalizace externalit 44, 46
 introdukce (zavlečení) 115
 introgrese 135
 invaze 115
 inventarizace 143
Ipomopsis aggregata 134
 IUCN (Světový svaz ochrany přírody) 168, 173, 196

J

jelen milu (*Elaphurus davidianus*) 164
 jezera 258
 jezevec lesní (*Meles meles*) 151
 jinan dvoulaločný (*Ginkgo biloba*) 60

K

kácení 54
 karnivoři 28
 kategorie ochrany druhů 176
 klasifikace druhů 21
 klíčová území 224
 klíčový zdroj 32
 kondor kalifornský (*Gymnogyps californianus*) 62, 160
 Konference OSN o životním prostředí a rozvoji 289
 konkurence 26
 konzervační biologie 12
 konzumenti sekundární 28
 korálice trojklaná (*Corallorhiza trifida*) 28
 korálové útesy 93
 koroptev polní 185
 krajina 218
 krajinná ekologie 232
 krajinný ráz 218
 krajová odrůda 174, 280, 284
 Královská botanická zahrada v Kew 171
 křížení asortativní 134
 – příbuzenské 134
 ksukol ocasatý (*Daubentonia madagascariensis*) 90
 kulík hvízdavý (*Charadrius melodus*) 144
 kulturní eutrofizace 102
 kůň Převalského (*Equus przewalskii*) 164, 165
 kur préríjní (*Tympanuchus cupido*) 135
 kyselý déšť 103
 kytovci 112

L

landtrusty, pozemkové spolky 271
 lemur 90
Leontopithecus rosalia (lvíček zlatý) 90, 159, 161
 lesňáček Bachmanův (*Vermivora bachmanii*) 72
 – černý (*Dendroica fusca*) 21
 – topolový (*Dendroica coerulea*) 99
 levhart sněžný (*Panthera uncia*) 167
 lidská populace – růst 84
 lvíček zlatý (*Leontopithecus rosalia*) 90, 159, 161
Lynx lynx (rys ostrovid) 157

M

MAB (Člověk a biosféra) 241, 216, 281
Maculinea alcon (modrásek hořcový) 151
 makroparaziti 120
 management 234
 – bioregionální 251
 – ekosystémový 248
 – ekosystému 17
 mangabej chocholatý (*Cercocebus galeritus* subsp. *galeritus*) 147
 mangrove 93
Manihot esculenta 51
Manilkara achras 276
 masožravci 28
 maximální udržitelný výnos 111
 megadiverzitní země 211
Meles meles (jezevec lesní) 151
 merlík smrdutý (*Chenopodium vulvaria*) 186
 městská území 260
 metapopulace 149
Metroxylon sago 48
 mikroparaziti 120
 minimální velikost území 131
 – – životaschopné populace 130
 ministerstvo životního prostředí 198
 Mlčící jaro 101
 modrásek hořcový (*Maculinea alcon*) 151
 modrý seznam 182
 mokřady 92, 237, 258
Molothrus ater (vlhovec hnědohlavý) 99
Monachus schauinslandi (tuleň havajský) 145
 monitoring 143, 153
 monitorování populací 143
 morfospecies 20

multilaterální banky pro rozvoj 296, 300
Mustela nigripes (tchoř černonohý) 120, 158
 mutace 24
 – genů 133
 mutualistické vztahy 27
Myrmecodia 27
Myrmica 151
 mýtní hospodaření 275

N

nadměrné využívání zdrojů 109
 národní fondy životního prostředí 295
 – památky 197
 – parky 197, 199
 – přírodní památky 199
 – přírodní rezervace 199
 národy přírodní 274
 – tradiční 286
 National Audubon Society 271
 NATURA 2000 219
 Nature Conservancy 271
 nemoci 120
 neofyty 115
Nephrops norvegicus 40
 nika 26
 nosná kapacita prostředí 26
 nosorožec indický (*Rhinoceros unicornis*) 279

O

oblasti zvláštní ochrany 183
 odlesňování 197
 ochrana ex situ 164
 – in situ 164
 ochranářská biologie 12
 okrajový efekt 98, 229
 omnivoři 28
Oncorhynchus tshawytscha 138
 opění hodnota 60
Ophrys sphegodes (tořič pavoukonosný) 146
 orangutan (*Pongo pygmaeus*) 87
 orel bělohlavý (*Haliaeetus leucocephalus*) 101
 orgány ochrany přírody a krajiny 198
 orlovec říční (*Pandion haliaetus*) 101
Oryx leucoryx (přimorožec arabský) 159
 ostrovní biogeografie 79
 ostružiník moruška (*Rubus chamaemorus*) 91
 outbrední deprese 135

ovce tlustorohá (*Ovis canadensis*) 131
Ovis canadensis (ovce tlustorohá) 131
 ozon 104

P

Pandion haliaetus (orlovec říční) 101
Panthera leo 137
 – *uncia* (levhart sněžný) 167
 paraziti 28
 parožnatky (*Charophyta*) 172
Pedicularis furbishiae 150
 pesticidy 101
Phenacoccus manihoti 51
Picoides borealis (strakapoud kokardový) 130, 248
Pinus pseudopumilio 91
 – *mugo* agg. (borovice kleč) 23
 – *palustris* 248
 – *radiata* (borovice paprsčitá) 176
 – *rotundata* (borovice blatka) 23
 – *x digenea* 23
 plán péče 199
 plejtvák obrovský (*Balaenoptera musculus*) 112
 plejtvákovec šedý (*Eschrichtius robustus*) 112
Plumeria rubra 276
 počet druhů 39
 – – savců 34
 podmínky dovozu a vývozu ohrožených druhů 191
 pohraniční pásmo 247
 „pokácej a vypal“ 275
 polymorfismus 132
 polymorfní geny 24
 poměr pohlaví 136
Pongo pygmaeus (orangutan) 87
 populace 24
 – propadové 149
 – zdrojové 149
 potravní řetězce 30
 – sítě 30
 pozemkové spolky, landtrusty 271
 prase zakrslé (*Sus salvanius*) 279
 právní ochrana druhů 182
 predace 26
 predátoři 28
 prerie 260
 primární konzumenti 28
 producenti primární 28

produktivita ekosystému 53
 program drobných vodohospodářských akcí 253
 – krajinnotvorný 253
 – obnovy vesnice 253
 – péče o krajinu 253
 – posilující 156
 – reintrodukční 156
 – revitalizace říčních systémů 253
 – zaváděcí 156
 projekty dlouhodobého ekologického výzkumu (LTER) 153
 – přehrad 297
Prunus serotina (střemcha pozdní) 77
 přemístění 156
 přímorožec arabský (*Oryx leucoryx*) 159
 přírodní památky 199
 – parky 200
 – rezervace 199
 – zdroje 110
Pseudoryx nghetinhensis 41
 ptačí území endemická 183
 – – významná 183

R

radiace adaptivní 35
 radiace evoluční 34
 Rámcová úmluva o změně klimatu 290
 Rámcová úmluva Spojených národů o změně klimatu 217
 Ramsarská úmluva o mokřadech 213
 rašeliník (*Sphagnum*) 91
 rašeliniště 91
 referenční místa 252
 regenerace 156
 regulace klimatu 55
 rekombinace 24
 rezervace biosférické 281, 282
 – přírodní přísné 197
 – přírodní řízené 197
 – vyhrazené 286
Rhamnus purshiana 49
Rhinoceros unicornis (nosorožec indický) 279
 rozkladači 28
 rozmanitost (diverzita) biologická 11, 279
 – genetická 11
Rubus chamaemorus (ostružiník moruška) 91
 rychlost vymírání 76, 81
 rys ostrovid (*Lynx lynx*) 157

S

savany 93
 sbírky mikroorganismů v ČR 177
 SCOPE 154
 scoping 270
 screening (zjišťovací řízení) 270
 selekce přírodní 35
 semenné banky 173
 skleníkové plyny 105
 skleníkový efekt 106
 slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) 118, 259
 slon africký 148
 „SLOSS“ debata 227
 Smaragd (Emerald) 222
 směrnice o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin 185, 219
 směrnice o ochraně volně žijících ptáků 183, 185, 222
 sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*) 101
 speciace 35
Sphagnum (rašeliník) 91
Spiranthes spiralis (švihlík krutiklas) 72, 82
 Správa chráněných krajinných oblastí ČR 198
 Státní fond životního prostředí ČR 292, 295
 státní správa 268
 stěhovavé polaraení 87, 275
Stizostedion vitreum 259
 strakapoud kokardový (*Picoides borealis*) 130, 248
 strnad pobřežní (*Ammodramus maritimus*) 139
 střemcha pozdní (*Prunus serotina*) 77
 střevíčník (*Cypripedium acaule*) 144
 sukcese 26
 Summit Země 289
Sus salvanius (prase zakrslé) 279
 Světová banka 296, 300
 Světový svaz ochrany přírody (IUCN) 168, 173, 196
 Světový úřad pro životní prostředí 291
Symbion pandora 40
 Systém globálního sledování terestrických ekosystémů 154

Š

švihlík krutiklas (*Spiranthes spiralis*) 72, 82

T

Tadarida brasiliensis (tadarida guanová) 308
 tadarida guanová (*Tadarida brasiliensis*) 308
Taurotragus oryxii (antilopa losí) 169
Taxus brevifolia 60
Thermus aquaticus 61
Thunnus thynnus (tuňák) 111
 tchoř černonohý (*Mustela nigripes*) 120, 158
 tořič pavoukonosný (*Ophrys sphegodes*) 146
 tragédie společného 46
Tragelaphus euryceros (antilopa bongo) 169
 trofické úrovně 29
 tropické deštné lesy 87
 – opadavé lesy 92, 262
 trvale udržitelný rozvoj 267
 tuleň havajský (*Monachus schauinslandi*) 145
 tuňák (*Thunnus thynnus*) 111
Tursiops truncatus (delfín skákavý) 170
Tympanuchus cupido (kur préríjní) 135

U

úbytek stanovišť 86
 udržitelný rozvoj 17
 Úmluva o biologické rozmanitosti 290
 Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a rostlin (CITES) 187
 Úmluva o ochraně evropských volně žijících živočichů a planých rostlin a jejich stanovišť 190
 Úmluva o ochraně ozonové vrstvy 217
 Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů 189
 Úmluva o ochraně světového kulturního a přírodního dědictví 214
 úrovně trofické (potravní) 28
 ÚSES (územní systém ekologické stability) 200, 224
 územní systém ekologické stability (ÚSES) 200, 224
 užitná hodnota spotřební 46
 – – výrobní 47, 48

V

varan komodský (*Varanus komodoensis*) 77, 204
Varanus komodoensis (varan komodský) 77, 204
 variabilita genetická 24

velikost populace efektivní 136
 – – okamžitá 136
 velryba biskajská (*Eubalaena glacialis*) 112
Vermivora bachmanii (lesňáček Bachmanův) 72
 vlastní hodnota druhu 64
 vlhovec hnědohlavý (*Molothrus ater*) 99
 vstavačovité 73, 83
 všežravci 28
 výběrové šetření 145
 vymírání kaskáda 32
 vymírání hromadné 42
 – místní 82
 – rychlost 76, 81
 – vyvolané lidmi 74
 vypuštění jemné 158
 – tvrdé 158
 významné krajinné prvky 200

Z

zahraniční rozvojová pomoc 290
 základní zdroje 239
 zákon o ochraně přírody a krajiny 185, 187, 191, 198
 – o podmínkách dovozu a vývozu volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin 185
 – o posuzování vlivů na životní prostředí 270
 – o životním prostředí 267
 závislost počtu druhů na ploše 79
 zdroj limitující 26
 zdroje přírodní 17
 – ve společném vlastnictví 45
Zea diploperennis 285
 zjišťovací řízení (screening) 270
 znečištění ovzduší 103
 – životního prostředí 101
 „znečišťovatel platí“ 289, 303
 znovuzakládání 156
 zóna jádrová 282
 – nárazníková 282
 – přechodová 282
 – zvýšené péče o krajinu 225
 zoologické zahrady 167
 ztráta evoluční pružnosti 135
 zvláště chráněná území 198
 – – – maloplošná 198
 – – – velkoplošná 198

Richard B. Primack,
Pavel Kindlmann, Jana Jersáková

Biologické principy ochrany přírody

Z amerického originálu
A Primer of Conservation Biology
přeložili Mgr. Jana Jersáková
a prof. RNDr. Pavel Kindlmann, DrSc.
Předmluvu napsal Ing. František Urban
Doslov napsal RNDr. Tomáš Kučera, PhD.
Vydalo nakladatelství Portál, s. r. o.,
Klapkova 2, 182 00 Praha 8,
naklad@portal.cz
www.portal.cz
jako svou 695. publikaci. Praha 2001
Návrh obálky Michal Rydval
Na obálce použita reprodukce (výřez)
obrazu Franze Marca *Zvěř v lese II*
Odpovědná redaktorka Ida Vaňková
Výtvarný redaktor Vladimír Zindulka
Sazba a DTP © Jiří Kolář
Výroba ERMAT Praha, s. r. o.
Tisk FINIDR, s. r. o., Český Těšín
Vydání první

V PORTÁLU VYŠLO

David Štorch, Stanislav Mihulka
**ÚVOD DO SOUČASNÉ
EKOLOGIE**

Úvod do současné
ekologie

David Štorch, Stanislav Mihulka

- Jedinec a prostředí
- Život a smrt populací a druhů
- Pravidla soužití a boje
- Ostrovy, kolonizace a invaze
- Ekologická variabilita a stabilita
- Rozmanitost živého světa
- Ekologie globálního ekosystému

Pod nálepku "ekologie" se dnes zahrnuje příliš mnoho věcí, včetně různých spíše politických či ideologických proudů a hnutí (tzv. environmentalismus). V původním smyslu však jde o vědní obor, který se snaží porozumět dynamice procesů a vztahů v přírodě, zejména vztahů mezi organismy navzájem a organismy a jejich "životním prostředím". Teprve porozumění těmto souvislostem, zkoumaným vědeckou metodou, bez ideologických frází, umožňuje chápat, co a jak život a jeho prostředí ohrožuje. Autoři přehledně seznamují se současnou podobou ekologie, ovlivněné zejména evoluční biologii, a naznačují i to, co věda opravdu říká o ochraně přírody. Výklad je doplněn řadou příkladů, obrázků a schémat.

brož., 160 s., 197 Kč

ŽÁDEJTE U SVÝCH KNIHKUPCŮ NEBO NA ADRESE NAKLADATELSTVÍ:

PORTÁL, s.r.o., Klapkova 2, 182 00 Praha 8

tel.: 02/830 28 203; fax: 02/830 28 208; e-mail: obchod@portal.cz

www.portal.cz i-netové knihkupectví: www.studovna.cz

