

# Biologisk mångfald

*En analys av begreppet och dess användning  
i den svenska miljöpolitiken*

*Per Molander*

*Rapport till  
Expertgruppen för miljöstudier 2008:2*



REGERINGSKANSLIET

Finansdepartementet

Rapportserien kan köpas från Fritzes kundtjänst.

Beställningsadress:  
Fritzes kundtjänst  
106 47 Stockholm  
Orderfax: 08-690 91 91  
Ordertel: 08-690 91 90  
E-post: [order.fritzes@nj.se](mailto:order.fritzes@nj.se)  
Internet: [www.fritzes.se](http://www.fritzes.se)

Tryckt av Edita Sverige AB  
Stockholm 2008

ISBN 978-91-38-22956-9  
ISSN 1653-8838

# Förord

Begreppet biologisk mångfald har kommit att inta en central roll inom såväl svensk som internationell miljöpolitik. Av Riksdagens sexton miljö kvalitetsmål har åtminstone fem mer eller mindre direkt koppling till biologisk mångfald – ”myllrande våtmarker”, ”storslagen fjällmiljö”, ”ett rikt växt- och djurliv”, ”levande skogar” och ”ett rikt odlingslandskap”. Värnandet av biologisk mångfald utgör således grunden för många resurskrävande åtaganden inom miljöpolitiken. Samtidigt är det inte alltid klart vad som ska avses med biologisk mångfald och därmed inte heller hur en effektiv politik för biologisk mångfald bör utformas.

Expertgruppen för miljöstudier gav därför i uppdrag åt filosofie doktor Per Molander vid Mapsec att diskutera begreppet biologisk mångfald och dess tillämpning inom svensk miljöpolitik. Närmare bestämt har uppdraget varit att undersöka vilka tolkningar begreppet biologisk mångfald kan ges, sammanfatta vad vi vet om den biologiska mångfaldens betydelse samt mot denna bakgrund kommentera den förda politiken.

Det är vår förhoppning att rapporten ska bidra till den miljöpolitiska debatten och utgöra del av underlaget för beslut på det miljöpolitiska området.

Författaren svarar själv för innehåll, analys och de slutsatser som presenteras i rapporten.

Stockholm i april 2008

Bengt Kriström  
Thomas Aronsson  
Karin Bäckstrand  
Jonas Ebbesson  
Ing-Marie Gren

Stefan Lundgren  
Lennart J. Lundqvist  
Michele Micheletti  
Eva Samakovlis

/Björn Carlén



# Innehåll

<b>Författarens förord .....</b>	<b>7</b>
<b>Sammanfattning .....</b>	<b>9</b>
<b>Summary .....</b>	<b>19</b>
<b>1 Vad är problemet? .....</b>	<b>29</b>
1.1 Biosfären – en mycket kort historia.....	29
1.2 Förlust av biologisk mångfald.....	31
1.3 Frågor att besvara.....	32
<b>2 Begrepp och definitioner .....</b>	<b>35</b>
2.1 Grundläggande definitioner .....	35
2.2 Diversitetsmått.....	38
<b>3 Mångfaldens värden .....</b>	<b>43</b>
3.1 Etiska kategorier .....	43
3.2 Inneboende värden? .....	45
3.3 Instrumentella värden.....	46
<b>4 Några stiliserade fakta .....</b>	<b>57</b>
4.1 Vad följer av definitionerna? .....	58
4.2 Den tysta majoriteten.....	59

4.3	Biologisk mångfald och stabilitet .....	60
4.4	Biologisk mångfald och biomasseproduktion .....	63
4.5	Andra ekosystemtjänster .....	65
4.6	Mättnadsfunktionen.....	72
4.7	Sällsynta arter.....	74
4.8	Betydelsen av fragmentering .....	78
4.9	Lägesbeskrivningar .....	79
4.10	Sammanfattning.....	88
<b>5</b>	<b>Utgångspunkter för policydiskussionen .....</b>	<b>93</b>
5.2	En typologi för ekosystemstörningar .....	99
5.3	Ambitionsnivåer .....	111
<b>6</b>	<b>Aktuell politik i sammandrag .....</b>	<b>125</b>
6.1	Inledande anmärkningar .....	125
6.2	Globalt .....	126
6.3	I regionen.....	128
6.4	I Sverige.....	129
<b>7</b>	<b>Synpunkter på den förda politiken.....</b>	<b>137</b>
7.1	Politiken i Sverige – behovet av prioriteringar .....	137
7.2	Det internationella perspektivet: regionala frågor .....	151
7.3	Globala frågor.....	152
7.4	Sammanfattning av åtgärdsdiskussionen .....	158
	<b>Referenser.....</b>	<b>161</b>

# Författarens förord

Biologisk mångfald är ett problematiskt begrepp. Under de dryga två decennier som det har existerat har det vunnit stor spridning. Som så ofta i sådana fall av framgångsrik begreppsbildning har det förlorat i precision, när många aktiviteter har ometiketterats för att få del av framgången. Föreliggande rapport har tillkommit delvis som ett svar på denna situation. Uppdraget från Expertgruppen för miljöstudier har varit att undersöka vilka olika tolkningar begreppet kan ges, sammanfatta vad vi i stora drag vet om den biologiska mångfaldens betydelse och mot denna bakgrund kommentera den aktuella politiken på området. Någon fullständig utvärdering av den förda politiken kan det självfallet inte bli fråga om inom ramen för ett projekt av denna omfattning. Utgångspunkten har inte varit verkliga eller föregivna allvarliga politikmisslyckanden utan snarare behovet av klargöranden på ett antal punkter. Att analysen ändå har avkastat ett antal synpunkter på den förda politiken är helt naturligt.

Rapporten är tänkt för personer – tjänstemän såväl som politiska beslutsfattare – som på olika sätt kommer i kontakt med politiken för biologisk mångfald, på hemmaplan eller internationellt. Materialen är komplex, och viss tidigare bekantskap med ämnesområdet underlättar läsningen.

Till projektet har varit knuten en referensgrupp bestående av Torbjörn Fagerström, Pertti Nordman, Joakim Sonnegård, Tore Söderqvist, Stig Wandén och från expertgruppens kansli Björn Carlén. Dessa har under arbetets gång lämnat ett antal värdefulla synpunkter och tips. Jag har dessutom fått bidrag och synpunkter från ett stort antal personer som i sin dagliga gärning ägnar sig åt olika aspekter av den biologiska mångfalden, av vilka jag i första hand vill nämna Maria Berlekom, Johan Bodegård, Hjalmar Croneborg, Urban Emanuelsson, Pär Eriksson, Ulf Gärdenfors, Jan Lundqvist, Mark Marissink, Lennart Nordvarg, Elisabet

Odhult, Björn Risinger, Fredrik Sjöberg och Jan Terstad. Under sommaren 2007 företog jag en resa till Sydafrika för att på plats studera ett antal biodiversitetsprojekt som Sverige medfinansierar via den globala miljöfonden GEF. Jag fick där viktiga bidrag från bland andra Mohamed Abdisalam, Johann Augustyn, Aziz Bouzaher, Mandy Driver, Zaheer Fakir, Richard Lechmere-Oertel, Matthew Norval, Lesley Richardson, Eddy Russell, Trevor Sandwith, Nik Sekhran, Andrew Skowno, Anthea Stephens och Kevan Zunckel. Till alla dessa framför jag härmed mitt tack, samtidigt som jag markerar att det inte har varit möjligt att tillgodose alla synpunkter, eftersom de – som vanligt är i dessa situationer – inte i alla stycken har varit sinsemellan förenliga. Självklart är jag ensam ansvarig för rapportens slutgiltiga utseende.

Uppsala i februari 2008

*Per Molander*



# Sammanfattning

## Ett svårhanterligt begrepp

Begreppet *biologisk mångfald* eller *biodiversitet* har vunnit stor spridning under de dryga två decennier som det har existerat. Intuitivt har det att göra med variationsrikedomen i naturen, men det har visat sig svårt att ge begreppet en entydig och av alla accepterad definition. De objekt vars variation är av intresse kan beskrivas genetiskt (gener, genom, populationer), taxonomiskt (underart, art, släkte, familj etc.) eller ekologiskt (biotop, ekosystem etc.). Variationen kan mätas som antalet varianter som förekommer, som skillnaden mellan dem eller som en kombination av dessa båda. I dagligt tal sätts ofta likhetstecken mellan biodiversitet och antalet arter. Eftersom alla arter inte är lika viktiga för de ekologiska processerna och vissa kan vara direkt oönskade, måste beskrivningen kompletteras med kvalitativ information om vilken roll olika arter spelar när en politik för biologisk mångfald skall formuleras.

Den statliga naturvårdspolitiken har lagt fast att ”tyngdpunkten i arbetet med att bevara biologisk mångfald bör läggas på ekosystemnivån med dess olika naturtyper och landskapsavsnitt. Insatser behövs också på art- och genetisk nivå, och vissa arter kräver specifikt utformade åtgärder”. Icke desto mindre spelar artfokuserade analyser och överväganden en roll för prioriteringarna som går utöver de specifikt artinriktade åtgärdsprogrammen.

Ett viktigt påpekande i detta sammanhang är att de värden som ibland tillskrivs den biologiska mångfalden i själva verket gäller mer avgränsade ekosystemtjänster knutna till enskilda arter eller grupper av arter och att själva mångfaldens roll i dessa sammanhang kan vara begränsad. Samtidigt visar forskning att mångfalden har

betydelse för ekosystemens förmåga att tillhandahålla dessa varor och tjänster då miljöbetingelserna förändras. Det krävs alltså en konkret analys i den enskilda situationen för att avgöra om det verkligen är biologisk mångfald eller om det är ekosystemtjänster av mer allmänt slag som skall bevaras eller utvecklas. Denna rapport söker i möjligaste mån precisera vad den biologiska mångfalden specifikt betyder i olika sammanhang.

### Den biologiska mångfaldens värden

Den biologiska mångfalden förknippas med ett flertal olika värden. En art kan tillskrivas ett positivt *existensvärde* oberoende av om den är vacker, nyttig eller har något annat av människan tilldelat attribut. Även de som lägger stor vikt vid sådana aspekter brukar dock göra undantag för parasiter som är bärare av dödliga sjukdomar som drabbar människor och djur.

Vissa arter eller artrika miljöer kan också anses ha *estetiska värden*. Det kan gälla slående exempel som den afrikanska savannens megafauna eller en storslagen svensk fjällmiljö, men också mer vardagliga exempel som en tätortsnära skog eller hage. Ibland är detta estetiska värde så högt att det kan utgöra bas för en livskraftig turism, men ofta rör det sig om en bonuseffekt knuten till andra aktiviteter och upplevelser.

De dominerande värdena knutna till biodiversiteten är dock de som har att göra med ekosystemens roll som *råvarukällor* eller mer allmänt leverantörer av *ekosystemtjänster*. I det förra fallet handlar det om konkreta ting som mat, trä och andra fiberråvaror, i det senare om grundläggande ekologiska processer såsom reglering av klimatet på lokal och global nivå, pollinering av nyttoväxter, reglering av organismer skadliga för grödor och husdjur, filtrering av vatten och en lång rad andra mer eller mindre kollektiva nyttigheter som man ofta tar för givna.

Biodiversitetens *pedagogiska värde* skall inte heller underskattas. Naturfilmer eller artiklar i dagspressen om en nyupptäckt fjärilsart bidrar till ett allmänt miljöintresse som påverkar utrymmet för miljöpolitiken både på detta och på andra områden.

## Betydelsen av biologisk mångfald

Bilden av den biologiska mångfalden präglas av en *visuell missvisning*. Både inom forskningen och i det allmänna medvetandet ägnas ett oproportionerligt intresse åt större, landlevande arter på bekostnad av ekosystem i mark- och vatten, mikroorganismer och andra organismer som inte omedelbart appellerar till vår varseblivning. Denna missvisning är allvarlig, eftersom den innebär dels att vi inte säkert har kunskap om de ekologiska processer som är viktigast, dels att vi riskerar att vidta åtgärder som är verkningslösa eller i värsta fall kontraproduktiva. Det finns också en risk att beslutsfattare på hög nivå genomskådar den visuella missvisningen och – felaktigt – avfärdar hela problemet med förlusten av biologisk mångfald.

En annan form av missvisning ligger i rapporteringens och debattens starka fokusering på *hotade* eller *sällsynta arter*. Det miljö kvalitetsmål om biologisk mångfald som riksdagen och regeringen har lagt fast – Ett rikt växt- och djurliv – fokuserar på vad samhället skall eftersträva att uppnå i form av positiv miljö kvalitet. Inom naturvårdspolitiken har det fastslagits att den nationella rödlistningen, det vill säga riskbedömningen för att arter kommer att försvinna från Sverige, utgör ett värdefullt underlag för naturvårdsarbetet. Rödlistans arter utnyttjas som indikatorer på situationen sammantaget i olika ekosystem och för grupper av organismer. Rödlistan utgör alltså ingen prioritering i sig, men tolkas inte desto mindre ofta så. Detta är knappast förvånande; termer som "sårbar" och "akut hotad" förmedlar intrycket att en rödlistad art också med automatik är skyddsvärd.

Vid sidan av hotade arter får sällsynta arter stort utrymme i rapportering och styrdokument. Hotade arter behöver inte vara sällsynta, men som kriterierna har formulerats är de flesta rödlistade arterna sällsynta. Det förekommer att sällsynta arter är ekologiskt viktiga; exempel på det är rovdjur högt upp i en näringsväv eller arter som av andra orsaker har en nyckelroll i ett ekosystem. I normalfallet gäller dock att sällsynta arter inte är viktiga för ekosystemfunktionerna, och bevisbördan i det enskilda fallet ligger på den som hävdar motsatsen. I ett område som den skandinaviska halvön, som har ett kontinuerligt utbyte med omvärlden, sker också ständiga förändringar av flora och fauna. Det kommer därmed alltid att finnas ett ganska stort antal sällsynta

arter, oavsett vilka resurser som läggs på att bevara den biologiska mångfalden.

Det finns en sedan länge pågående inomekologisk debatt om sambandet mellan *biodiversitet och stabilitet*. Enligt en traditionell föreställning skulle ekosystem med hög mångfald vara stabilare än sådana med låg. Denna hypotes motsades på 1970-talet av vissa ekologer. Denna konflikt kan nu sägas vara i stort sett uppklarad i och med att man har preciserat betydelsen av begreppet stabilitet. Om man avser ett ekosystems egenskaper på övergripande nivå, till exempel den totala produktionen av biomassa eller det totala antalet individer inom en viss ekologisk nisch, då finns också ett allmänt positivt samband mellan biodiversitet och stabilitet över tiden. Om man i stället avser stabiliteten hos populationer av en enskild art, då är det snarast så att fler arter har en negativ effekt på stabiliteten.

Stabilitet kan också avse stabilitet eller anpassningsförmåga gentemot utifrån kommande störningar som ökat kvävenedfall eller klimatförändringar, ibland kallad *resiliens*. Även i denna mening förefaller det riktigt att hävda att högre biodiversitet i allmänhet leder till högre stabilitet, men det är i detta fall svårare att formulera generella påståenden, eftersom förändringar av antalet arter alltid får följder på andra egenskaper som har betydelse för stabiliteten.

Det finns också en lång diskussion om sambandet mellan *biodiversitet och produktivitet*, normalt mätt som den samlade produktionen av biomassa inom ett avgränsat område. Här råder nu viss konsensus om att högre biodiversitet leder till högre produktivitet, men sambandet är svagare ju högre nivån på diversiteten är. Viktigare än det totala antalet arter är vilka arter som finns representerade, eftersom olika arter har olika produktivitet. Fler arter kan i någon mån ses som en form av försäkring om de yttre miljöförutsättningarna skulle ändras. Det är dock ganska sällan som man i ett ekosystem är intresserad av den samlade biomasseproduktionen; i regel är det vissa arter eller grupper av arter som är intressanta.

Biodiversitetens betydelse för ekosystemtjänster i allmänhet är svår att beskriva. I fallet pollinering vet man att vilda arter har stor betydelse och att denna också ökar i takt med att biodlingen minskar i omfattning eller drabbas av parasiter. Diversitetens betydelse mer generellt för processer i mark och vatten är ofullständigt känd. Ny forskning visar att biodiversiteten är hög,

men på vilket sätt viktiga kemiska och biologiska processer påverkas av nivån på diversiteten vet man för närvarande inte.

Ett vanligt samband mellan nivån på biodiversiteten och ekosystemets förmåga att leverera tjänster är det som beskrivits ovan, det vill säga att sambandet blir svagare ju högre nivån på biodiversiteten är (mättnad). Av de 20–25 ekosystemtjänster som analyseras i den internationella översikten *Millennium Ecosystem Assessment* uppvisar omkring två tredjedelar detta mättnads-samband, medan sambandet i andra fall beror mer på vilka arter som är företrädda eller beskrivs som allmänt komplexa. För många beslutsproblem där ett sådant mättnadssamband kan visas föreliggande handlar det alltså om att avgöra om man befinner sig på den branta eller på den flacka delen av mättnadskurvan.

### Läge och utveckling

Läget beträffande den biologiska mångfalden i Sverige beskrivs av de ansvariga myndigheterna i blandade ordalag. Naturvårdsverket konstaterar i sin miljömålsrapportering att läget i Sverige – definierat med utgångspunkt i inventeringen av arter som bedöms som missgynnade eller hotade – på senare år har förbättrats för vissa arter och biotoper, medan det är oförändrat eller sämre för andra. Skogsstyrelsen har från sina utgångspunkter bedömt att den areal som undantas från exploatering eller omgärdas av andra restriktioner bör öka i förhållande till tidigare satta mål, om de uppsatta målen beträffande mångfalden i skogen skall kunna nås. Beträffande de marina ekosystemen bedöms läget som allvarligt framför allt i Östersjön, till följd av både övergödning<sup>1</sup> och utfiskning.

Om bilden alltså beskrivs som delvis otillfredsställande av svenska myndigheter, är den mer odiskutabelt negativ på många håll globalt. Mycket artrika biom framför allt i tropiska och subtropiska bälten är för närvarande hårt utsatta, framför allt till följd av ändrad markanvändning (kalavverkning, uppodling, urbanisering). Det kommersiella fisket, som i betydande utsträckning bedrivs med subventioner från industriländer, utgör ett akut hot mot den marina mångfalden. I många utvecklingsländer råder

<sup>1</sup> Den tekniska termen *eutrofiering* översätts oftast med *övergödning*. Inom lantbruket brukar verbet göda reserveras för slaktdjur, medan spridning av näringsämnen för ökad avkastning på åkern kallas *gödsling*. Det kan vara lämpligt att upprätthålla den distinktionen även när det gäller de naturliga ekosystemen.

dessutom höga mörkertal, eftersom flora och fauna inte är lika väl kartlagda som i många industriländer. Det saknas också ofta administrativa resurser för att omsätta lagar och internationella åtaganden i praxis.

### Åtgärder – allmänna utgångspunkter

*Försiktighetsprincipen* har en central roll både i miljöpolitiken generellt och inom politiken för biologisk mångfald. I sin normala formulering innebär den att avsaknad av full vetenskaplig säkerhet i en effektbedömning inte skall ses som ett skäl för att inte beakta en viss risk. Principen är dock inte entydig. Strikt tolkad riskerar den att leda till handlingsförlamning, eftersom alla handlingsalternativ – även ett bevarande av status quo – är förenade med viss osäkerhet. I biodiversitetssammanhang används den inte sällan för att motivera insatser för att rädda även sällsynta arter, eftersom sådana arter i avsaknad av fullständig kunskap inte anses kunna avföras som mindre viktiga. Detta framstår dock som ett missbruk av försiktighetsprincipen; som ett minimum bör gälla att en viss hypotes skall framstå som sannolik på basis av bästa tillgängliga kunskap.

*Målkonflikter* mellan miljöpolitik och andra politikområden kan vara mer eller mindre komplicerade. I vissa situationer råder god överensstämmelse mellan marknadsintressena och den biologiska mångfaldens krav, som när artrika biotoper utnyttjas varsamt inom turismen. Sverige har goda förutsättningar på detta område, vars potential ännu inte förefaller fullt utnyttjad. En sådan policy kan ofta kombineras med reservatsbildning, som ju innebär att ett visst område undantas från direkt ekonomisk exploatering och tryggas för långsiktiga utkomster genom ekosystemtjänster och inom turistnäringen.

Dessa båda extremfall – full överensstämmelse mellan marknads och ekologins krav (ekoturism) respektive oförenlighet (reservatsbildning) – måste dock ses som undantag. Den vanligaste situationen är den att vissa konflikter uppkommer och att lösningarna måste representera kompromisser mellan delvis motstridiga intressen. Några generella lösningar är svåra att anvisa; det typiska är snarast att flera instrument måste utnyttjas samtidigt, om konflikterna skall kunna hanteras – måttliga restriktioner i

kombination med subventioner, marknadsstöd för vissa aspekter och i vissa fall reservatsbildning.

En andra komplikation är att området biologisk mångfald rymmer ett antal *interna målkonflikter* som måste bearbetas innan man beslutar om åtgärder. Åtgärder som vidtas för att gynna vissa arter kan missgynna andra, helt enkelt därför att olika arter har olika krav på miljön. Det kan också uppstå konflikter mellan intresset att bevara diversitet på artnivå och på ekosystemnivå.

## Den svenska politiken

En mer utvecklad prioriteringsdiskussion är påkallad i många sammanhang. Alla arter är inte lika viktiga, och sällsynta arter är – sett ur ett ekosystemperspektiv – i de flesta fall mindre viktiga än de mindre sällsynta. Som ibland framhålls också av dem som arbetar med åtgärdsprogram för artbevarande är en rödlista bara en första utgångspunkt. Listan måste bearbetas och kompletteras med information om det internationella läget, både i regionen och globalt. Skyddsvärde baserat på andra faktorer bör vägas in: vilka arter är viktiga för ekosystemen, vilka förtjänar rollen som indikatorarter, vilka kan göra anspråk på epitetet nyckelarter, och så vidare. I den allmänna debatten fungerar det ofta inte så; ”rödlistad” blir inte så sällan synonymt med ”angeläget skyddsobjekt”. Denna tolkning finns inte bara i den allmänna debatten utan har påverkat också handledningar och rapporter från Naturvårdsverket; förekomsten av sällsynta och/eller hotade arter anses påtagligt höja bevarandevärdet hos olika biotoper. Från allmän ekosystemutgångspunkt kan det diskuteras om detta är relevanta kriterier.

Ett första steg mot en starkare prioritering vore att ge publicitet endast åt den smalare rödlista på arter som bedömts motivera särskilda insatser; det rör sig om ungefär 10 procent av det totala antalet arter på rödlistan. En vidareutveckling mot ett mer systemorienterat synsätt vore att göra urvalet i första hand utifrån systemkriterier, det vill säga med fokus på de arter som säkert eller med hög sannolikhet har viktiga funktioner för de ekosystem där de uppträder.

Frågan om koncentration av insatser kontra spridning av insatser som görs över större ytor förtjänar också att övervägas. Ny forskning tyder på att en koncentration till värdekärnor som får

bilda basen för successivt vidgade skyddade områden är det effektivaste alternativet för att skydda hotade arter, men frågan är komplicerad och valet av strategi för ett område måste göras beroende av dess ekologiska historia.

### Det regionala perspektivet

Den geografiska dimensionen i politiken för biologisk mångfald har två arenor. Den första gäller politiken i närområdet – Sverige som en del av norra Europa, där andra nordiska länder, Ryssland och delar av kontinenten är naturliga referensområden. Här gäller att politiken för att bli effektiv måste utformas i nära samspel med de andra länderna i regionen. På klimatområdet är det nu åtminstone i princip accepterat att åtgärder skall vidtas där de har störst effekt, och en liknande regel måste vägleda politiken för biologisk mångfald. Samtidigt är det viktigt att upprätthålla en viss nivå på den biologiska mångfalden inom varje del av en region, både för att säkerställa nödvändiga ekosystemtjänster och som ett försäkringskapital inför förutsedda klimatförändringar.

EU är det naturliga forumet för sådana diskussioner. Dessvärre har det inte utnyttjats på bästa sätt med syfte att lyfta blicken över landgränserna. Undantaget är politiken rörande de större rovdjuren, där det nu förs en diskussion om hur ansvaret lämpligen bör fördelas över kollektivet av medlemsländer för att politiken skall bli så effektiv som möjligt. Politiken för artbevarande i stort präglas av direktiv som har utformats med begränsad hänsyn till skillnaderna mellan medlemsländerna och som dessutom har visat sig mycket svåra att ändra. I synnerhet efter utvidgningarna är skillnaderna mellan olika delar av det gemensamma territoriet så stora att det existerande regelverket ter sig föga funktionellt.

Det är i det regionala perspektivet också angeläget att den jordbrukspolitik och den fiskepolitik som formuleras och förverkligas på EU-nivå reformeras i riktning mot både högre samhälls-ekonomisk effektivitet och större respekt för den biologiska mångfaldens krav, såväl regionalt som globalt. Dessvärre försvåras detta arbete av att EU:s beslutsregler har svårt att fånga upp den typ av konflikter mellan olika politikområden som är aktuella i dessa fall.



## Det globala perspektivet

Globalt agerar Sverige i olika sammanhang, både bilateralt och multilateralt. Bilateralt söker man inom utvecklingssamarbetet integrera krav på biologisk mångfald i projekten, på samma sätt som sker med fattigdomsbekämpning och genusaspekter. Detta gäller dock i första hand den odlade mångfaldens krav.

För den multilaterala politiken är den biologiska mångfaldens karaktär av global kollektiv nytthet central. Till skillnad från mineral- eller oljefyndigheter har biodiversiteten ett kunskapsinnehåll med kollektiv karaktär som samtidigt är flyttbart över gränserna. Den rättighet över de egna genetiska resurserna och möjligheten att reglera tillträdet till dessa som konventionen om biologisk mångfald ger till de enskilda staterna har haft delvis olyckliga konsekvenser genom att allmänt försvåra kartläggning och utforskning av den biologiska mångfalden. Samtidigt har den inte automatiskt garanterat vare sig intäkter till de genrika länderna eller säkerställt ursprungsbefolkningars rättigheter i förvaltningen av biologisk mångfald, som avsikten var.

Sverige stöder genom Global Environment Facility (GEF) biodiversitetsrelaterade projekt i utvecklingsländerna. Det finns inslag i GEF:s strategi som rimmar mindre väl med den svenska globala utvecklingspolitiken. Ett problem är att GEF prioriterar verksamheter i länder med en någorlunda väl utvecklad administration, vilket missgynnar de fattigaste länderna. Samtidigt är den biologiska mångfalden under stark press i många av dessa länder och riskerar att vara kraftigt reducerad när länderna i fråga har nått så långt att de har politiska och administrativa resurser att utveckla denna resurs. Det finns alltså skäl att se över inriktningen hos den globala svenska politiken för biologisk mångfald.



# Summary

## **Biodiversity – an analysis of the concept and its use in Swedish environmental policy**

*Summary in English*

### **Biodiversity – a difficult concept**

The concept of *biological diversity* or *biodiversity* has spread rapidly during its two plus decades of existence. Intuitively it has to do with abundance of variation in nature, but it has turned out to be difficult to establish a unique and generally accepted definition. The objects whose variation is to be defined can be described in genetic (gene, genome, population etc.), taxonomic (subspecies, species, genus, phylum etc.) or ecological (biotope, ecosystem etc.) terms. The level of variation can be measured as the number of variants existing, their distance or difference, or a combination of these two. In colloquial terms, biodiversity is often used synonymously with the number of species. Given that all species are not equally important to ecological processes, and that some species may even be undesired, such a simple description must be supplemented by qualitative information about the respective roles of different species when a policy for biodiversity is to be developed.

Swedish biodiversity policy rests on the assumption that “the focus of efforts to preserve biological diversity should be at the ecosystem level with its different habitats and landscape segments. Efforts are necessary also at the species and genetic levels, and certain species require specifically designed measures.”

It is important to stress in this context that values assigned to biodiversity quite often actually relate to more narrowly defined ecosystem services connected to single species or small groups of species, and that the role of biological diversity in the strict sense may be quite limited. On the other hand, research shows that biodiversity may be important to the capacity of ecosystems to supply such services when the environment is subject to change. A concrete analysis in each situation is therefore necessary to establish whether biodiversity in general or more specific ecosystem services should be in focus for conservation or other measures. The present report attempts to distinguish more precisely the role of biological diversity in different contexts.

### The values of biodiversity

Biological diversity is associated with a range of different values. *Existence value* can be assigned to a species irrespective of whether it is beautiful, useful or has some other quality appreciated by man. But also those who attach great value to such aspects are prepared to make exceptions for parasites that are vectors of diseases lethal to domestic animals or human beings.

Certain species or biotopes that are rich in species may also carry *aesthetic values*. This may be relevant for instance in the case of the megafauna of the African savannah or the grandiose flora of mountainous regions, but also on a more mundane level in the case of urban forests or pasture grounds. Sometimes, such aesthetic values may be important enough to form the basis of a tourism industry, but more often it is a bonus on other activities or experiences.

The dominant values of biodiversity are those attached to the role of ecosystems in providing *raw materials* or, more generally, ecosystem services. In the former case, we are dealing with concrete things such as food, wood and other fibre sources, in the latter, with fundamental ecological processes such as regulation of climate at the local and global levels, pollination of cultivated plants, control of organisms hazardous to crops or domestic animals, water purification and a range of other more or less collective benefits that are often taken for granted.

*The pedagogical value* of biodiversity should not be underestimated. Wildlife films or articles in daily newspapers about some recently discovered butterfly species contribute to a general interest in the environment that creates room for environmental policy-making both in this and other areas.

### The importance of biodiversity

The general picture of biodiversity suffers from *bias* in various respects. Both research and the public debate devotes disproportionate interest to large, terrestrial species at the expense of subterranean and marine ecosystems, microorganisms, and other organisms with less appeal to human perception. This bias is serious, for it implies both that we may lack relevant knowledge about the most important ecological processes and that we run the risk of taking measures that have no effect or, at worst, are counterproductive. There is also a risk that high-level decision-makers notice this bias and – erroneously – dismiss the whole problem of biodiversity loss.

Another source of bias is the common focus on threatened or rare species. The goal related to biodiversity established by the Swedish parliament – “An abundant flora and fauna” – focuses on what should be strived at in the area of positive environmental values. In practical policy making, the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) has stated that the red list of threatened species, that is to say the risk assessment for the disappearance of species from Sweden, represents an important basis for conservation policies. The species of the red list used are as status indicators in different ecosystems and for groups of organisms. The red list in itself does not imply a prioritisation, but it is nonetheless often interpreted as such. This is hardly surprising; terms such as *vulnerable* or *critically endangered* convey the impression that a red-listed species is also automatically a candidate for conservation measures.

Beside red-listed species, rare species are often granted ample room in reports and policy documents. Threatened species are not necessarily rare, nor the other way around, but the way the criteria have been designed, there is strong correlation between the two categories. There are examples of rare species that are also ecologically important, for instances predators at high trophic

levels or other species that for some reason play a key role in an ecosystem. Normally, however, rare species are not important to ecosystem functions, and the burden of proof is on those who claim the opposite in a given situation. In regions such as the Scandinavian peninsula, where there is constant exchange with the surrounding macro-region, there will also be constant changes to the composition of the flora and the fauna. In such a context, there will always be a fairly large number of rare species irrespective of what resources are spent on conservation measures.<sup>2</sup>

There is a long-standing debate on ecology on the relation between *biodiversity and stability*. According to traditional ideas, ecosystems characterised by a high level of diversity would be more stable than a low-diversity system. This hypothesis was contradicted in the 1970's by May and other ecologists.<sup>3</sup> This conflict has now been largely resolved as the concept of stability has been made more precise. When reference is made to ecosystem qualities at the aggregate level, such as the total production of biomass or the total number of species in particular niche, there appears to be a generally positive relationship between biodiversity and stability over time. If stability of single species is the issue, then a higher number of species rather has a negative effect on stability.<sup>4</sup>

Stability can also refer to the capacity of ecosystems to resist or adapt to external change, such as increased nitrogen deposition or climate change – what is sometimes referred to as *resilience*. Also in this case it appears correct that greater diversity (measured for instance as number of species) implies greater stability, but it is difficult to formulate general rules here, given that a change in the number of species always imply other changes that affect stability.

There is also a long-standing discussion on the connection between *diversity and productivity*, normally measured as the total production of biomass per time unit in a given area. There seems to be consensus that increased biodiversity leads to higher productivity, but that the connection becomes weaker the higher the level of biodiversity.<sup>5</sup> More important than the number of species is which species are present, as different species have different basic productivity. More species can be seen as a sort of

---

<sup>2</sup> We refer to Hubbell (2001) for a thorough treatment of this and related issues.

<sup>3</sup> May (1974), Goodman (1975).

<sup>4</sup> Kinzig et al. (ed.) (2001).

<sup>5</sup> Ibid.

insurance against changes in external environmental factors. It should be kept in mind, however, that total biomass production is rarely interesting; what is in focus in managed ecosystems is normally the production of a single species or a group of species.

The importance of biodiversity to ecosystem services in general is more difficult to describe. In certain cases, for instance in pollination, it is known that wild species are important and that they become more important as apiculture becomes less popular or is hit by parasites. The importance of diversity more generally to terrestrial and marine ecological processes is less well known. Recent research indicates that biodiversity is generally high, but more precisely how processes are affected by, for instance, the number of species is not known.

A common functional relationship between the level of biodiversity and the capacity of the ecosystem to deliver services is one of saturation, that is, the relationship becomes weaker the higher the level of diversity. Among the 20 to 25 ecosystems services listed in the international survey Millenium Ecosystem Assessment, around two thirds exhibit this phenomenon of saturation, whereas in other cases the relationship is described as complex or more dependent on which species are present than the number of species. In many situations where such a relationship can be shown to obtain, the central issue is consequently to decide whether the ecosystem in question is currently at the steep or at the flat part of the saturation curve.

### **Current status**

The current status of biodiversity in Sweden is described by the responsible agencies in somewhat mixed terms. The SEPA asserts in its annual report on the status of the environment – based on the red list of endangered species – that the status of biodiversity has improved for some species and biotopes whereas it has deteriorated for others. The Swedish Forest Agency makes the assessment that that the acreage protected from exploitation or surrounded by other restrictions must increase in relation to previously set targets, if current goals concerning forest biodiversity should be met. As for marine ecosystems, the current state is particularly concerning in the Baltic, due to both eutrophication and over-exploitation.

If the general picture is described in somewhat mixed terms by the relevant Swedish authorities, it is indisputably negative at the global level. Many biomes that are rich in species in tropical and subtropical regions are currently under severe stress, above all because of changes in land use (deforestation, cultivation, urbanisation). Commercial fisheries, to a considerable extent run by subsidised fleets from industrialised countries, represent an acute threat to marine biodiversity. In many developing countries the current state of affairs is incompletely known, because the flora and fauna are less well mapped. Further, because of relatively weak administrative capacity, there are insufficient means to implement laws and international commitments in practice.

### General aspects on policy

The *precautionary principle* plays an important role both in general in environmental policy-making and in the policy for biodiversity. In its standard phrasing, it implies that absence of full scientific knowledge is not to be considered an argument for non-action concerning an environmental risk. The principle is open to other interpretations, however. In its strictest version, it threatens to lead to general inaction, given that any alternative (including the status quo) is fraught by uncertainty. In the area of biodiversity, the precautionary principle is often used as an argument for preserving any species, because in the absence of full knowledge no species can be discarded as unimportant to ecosystem processes. This must be considered as abuse of the principle; at the minimum, a certain hypothesis must appear likely on the basis of the best available knowledge.

*Goal conflicts* between environmental policy and other policy areas may be more or less pronounced. In certain situations there is generally good agreement between market interests and the requirements of biodiversity, as when biotopes rich in species are exploited in sustainable ecotourism. Sweden has generally good conditions for such an industry, the potential of which does not seem fully exploited at present. Such policies may often be combined with conservation in the form of nature reserves, implying that a certain area is protected from direct economic exploitation and is secured for long-term revenues for the tourism industry.



These two extreme cases – full harmony between market and environmental requirements (ecotourism) and full incompatibility (reserves) – are exceptions. In most cases, some conflicts are present, and solutions must represent some sort of compromise between these partly conflicting interests. General solutions are difficult to describe; normally a combination of several instruments is necessary – moderate restrictions in combination with subsidies, market support for certain aspects, and in some cases reserves.

### **Domestic policy-making**

In domestic policy-making, more focused priority setting is called for. All species are not equally important, and rare species are, from an ecosystem point of view, normally less important than more common species. As acknowledged also by those who are involved in conservation programs, a red list is only a first step. The list must be processed and supplemented by information about the international situation, both regionally and globally. Decisions about conservation measures must be based on other factors: which species are important to the ecosystems, which species merit the role of indicator species, which can claim the title of key species, and so on. In the public debate, this is not always the case; “red-listed” is often synonymous with “in urgent need of protection”. This interpretation is not limited to the public debate but appears also in manuals and reports from the SEPA; the presence of rare or red-listed species is considered to raise the conservation value of a biotope significantly. From a general ecosystem point of view, it is questionable whether these are relevant criteria.

A first step toward a stronger prioritisation would be to publicise only the shorter red-list of species that are targeted in specific programs; this concerns about 10 per cent of the total number of red-listed species. A further step towards a more system-oriented approach would be to make the selection mainly on the basis of systemic criteria, that is, focusing the species that are known or believed to maintain important functions in the systems where they appear.

The question of concentrated versus diffuse conservation measures also merits further consideration. Recent research results indicate that concentrating the efforts to value cores that form the

basis of successively widened target areas is the most efficient approach to the preservation of endangered species, but the choice of strategy for an area has to be made dependent on its ecological history.

### Regional level

The geographical dimension of biodiversity policy-making becomes visible at two different levels. The first concerns the policy for the region – Sweden as part of northern Europe, where other Nordic countries, Russia and parts of the continent are natural reference areas. In order for policies to be effective at this level, they must be developed in cooperation with other countries in the region. In the area of climate policy, it is at least in principle recognised that measures should be taken where they are most cost-efficient, and a similar rule must guide biodiversity policy formation. On the other hand, a basic level of biodiversity must be maintained in each part of the region, both in order to guarantee certain basic ecosystem services and as an insurance premium against climate change envisaged.

The European Union is the natural forum for these discussions. Unfortunately, it has not been exploited efficiently for the purpose of widening the scope of analysis. An exception is the current discussion on large predators, where a distribution of responsibilities sought against the backdrop of efficiency at the union level. The policy for biodiversity at large is to a large extent defined by directives on species and habitats that have been designed with limited or no concern for the differences between member states and which have also proved very difficult to change. Following the enlargements, differences between member states are so great that current regulations do not appear to be functional.

In the regional perspective, it is also urgent to bring about changes in the agricultural and fisheries policies formulated and implemented at the EU level, aiming both at greater socio-economic efficiency and greater respect for the requirements of biological diversity. Unfortunately, such efforts are hampered by dysfunctional decision rules within the union, making it difficult to address the sort of policy conflicts that are acutely present in this area. Decisions about agricultural policy or fisheries policy are made by the council of ministers representing these sectors, leaving

it to the political processes in the respective home countries to decide whether sufficient attention will be given to environmental aspects.

### Global level

At the global level, Sweden acts both in bilateral and multilateral contexts. Bilaterally, attempts are made to integrate biodiversity aspects into the design of projects in all relevant areas, in the same way as poverty alleviation or gender aspects are mainstreamed. Such aspects are most often pertinent to the needs of cultivated biodiversity. Wild biodiversity, by its collective character, is less tangible.

In the multilateral context, the global collective asset dimension of biodiversity becomes more visible. In contrast to mineral or petroleum deposits, biodiversity has a knowledge content that is collective by nature but also makes it mobile across borders. The right to own genetic resources guaranteed by the Convention on Biodiversity, and the right to regulate access to them that go with it, has had partly negative effects on mapping and research on biodiversity resources. In spite of this, the convention has not automatically guaranteed revenues to countries rich in genetic resources nor safeguarded the rights of aborigines in the management of biodiversity as originally planned.

Sweden supports the Global Environment Facility (GEF) in biodiversity related projects around the world; in fact Sweden has the highest contribution per capita to this fund. There are aspects in the design of the GEF strategy that are not quite in harmony with Sweden's general policy for global development, including its policy for international development. This policy has a very strong focus on poverty alleviation. Against this backdrop, it is a problem that the resources allocation mechanism currently used by the GEF gives priority to countries with a reasonably well developed administration, which tends to disfavour the poorest countries. At the same time, biodiversity is under severe stress in many of these countries, and risks to be seriously eroded when these countries have reached the level of development where they have sufficient political and administrative resources to develop this resource. By consequence, there may be reason for reconsidering Sweden's focus in the policy for biodiversity at the global level.



# 1 Vad är problemet?

## 1.1 Biosfären – en mycket kort historia

Livet på jorden har en lång historia. Jorden är omkring 4,5 miljarder år gammal. Planeten hade gynnsamma betingelser för uppkomsten av liv.<sup>6</sup> Dateringen av livets uppkomst är svår, eftersom mycket gamla fossil är svårtolkade. Vissa vill förlägga tidpunkten så tidigt i jordens historia som för 3,8 miljarder år sedan<sup>7</sup>, de flesta något senare. Under 3 miljarder år var det bara i form av arkéer<sup>8</sup> och bakterier som livsprocesserna upprätthölls; primitiva växter och djur började utvecklas för omkring 600 miljoner år sedan.<sup>9</sup> Under denna långa tidsrymd har levande organismer utsatts för och utvecklats i miljöer av mycket olika slag – höga och låga temperaturer, torka och vatten i överflöd, aggressiva kemiska miljöer osv.

Fundamentala problem för de levande organismerna var energikälla och ämnesomsättning. Sannolikt byggde de första organismerna sin ämnesomsättning på metansyntes. En försörjningsmodell baserad på fotosyntes driven av solenergi med koldioxid och vatten som råvaror – den som vi i dag är helt beroende av – kom in först efter lång tid.<sup>10</sup>

Den biologiska mångfalden har inte utvecklats jämnt under jordens historia. Avgörande steg i den långa utvecklingen av den biologiska mångfald vi ser i dag var uppkomsten av celler med kärna och utvecklingen av flercelliga organismer. Stabiliteten hos

---

<sup>6</sup> För en genomgång av de fysikaliska och kemiska förutsättningarna, se Broecker (1987).

<sup>7</sup> Mojzsis et al. (1996), cit. i Leigh (2002).

<sup>8</sup> Arkéer är mikroorganismer som representerar en självständig domän jämställd med bakterier och organismer med cellkärna (eukaryoter).

<sup>9</sup> Staley (2002).

<sup>10</sup> Leigh (2002).

grundstrukturerna och de fundamentala livsprocesserna, när dessa steg hade tagits, är anmärkningsvärd.<sup>11</sup>

Ett flertal dramatiska händelser förändrade den yttre miljön för de levande organismerna. Mest känd av dessa är det meteoritnedslag för 65 miljoner år sedan som blev slutet på dinosauriernas epok. En tidig och mycket dramatisk förändring var övergången från en reducerande (syrefattig) till en oxiderande (syrerik) miljö, som bör ha inträffat för omkring 2,5 miljarder år sedan.<sup>12</sup> Förändringen tvingade bort en stor del av de tidigare existerande organismerna från jordytan; de tog sin tillflykt till syrefria miljöer i jord, under vatten eller inom andra organismer, eller också gick de under.

Vad detta exempel visar är att de levande organismerna när livet så småningom hade stabiliserat sig på jorden själva blev en geofysisk kraft att räkna med. Atmosfärens sammansättning, berggrundens vittringshastighet, kretsloppen för centrala grundämnen som kol, väte, syre och kväve – allt kom att påverkas av närvaron av liv. Mellan det levande – biosfären – och de övriga ”sfärerna” – atmosfär, litosfär, hydrosfär – uppstod ett förhållande av ömsesidig påverkan. Livet kom att påverka sina egna förutsättningar.

Att resultatet av en viss process påverkar själva förutsättningarna för processen – vad som med en teknisk term brukar kallas *återkoppling* – är inget unikt för biosfären. Klimatsystemet innehåller många sådana lokala återkopplingar. Ett exempel är att avsmältning av havsis ökar värmeabsorptionen i havet genom minskad reflektion, vilket påskyndar avsmältningen. Ett annat exempel är att smältande landis minskar tätheten hos ytvattnet i världshaven och därmed kan påverka de storskaliga strömningscyklerna i haven. Detta påverkar i sin tur negativt värmetransporten mellan ekvatornära varma vatten och nordligare latituder, vilket sänker temperaturen på de senare och minskar avsmältningen.<sup>13</sup>

Som framgår av exemplen kan återkopplingens effekt gå i båda riktningarna: den kan förstärka den ursprungliga effekten (positiv återkoppling) eller dämpa den (negativ återkoppling). Positiv återkoppling är destabiliserande, medan negativ återkoppling gynnar stabiliteten, dock utan att i sig vara tillräcklig för att garantera den. Återkoppling som involverar levande organismer utgör inget

<sup>11</sup> Kirschner & Gerhart (2005).

<sup>12</sup> För några diskussioner av övergången till syrerik miljö, se Lovelock (1988), Margulis & Oledzenski (1992), Eigenbrode & Freeman (2006) och Melezhik et al. (2006).

<sup>13</sup> Detta är vad som tros ha hänt under perioden yngre Dryas i slutet av den senaste istiden (Broecker 2006). Se också Ellison et al. (2006).

undantag från regeln att effekten kan gå åt båda hållen. Man kan förvänta sig att organismer som påverkar sin miljö i en riktning som är gynnsam för dem själva har selekterats genom naturligt urval, men exempel på motsatsen finns.

James Lovelock har i en serie böcker tryckt på återkopplingsmekanismernas betydelse för livet på jorden och då i synnerhet de gynnsamma.<sup>14</sup> Fastän det som sagt finns exempel på effekter i motsatt riktning, är det nog en riktig beskrivning att livet under sin långa och dramatiska historia på jorden har förvärvat en viss robusthet. Innebörden av detta får dock inte missförstås. Medan livet på jorden framgångsrikt har mött både betydande klimatförändringar och utsläckningar av ett stort antal arter, kan de nya temporära jämvikter som uppstår efter sådana förändringar innebära livsbetingelser som är ogynnsamma eller omöjliga att hantera för människan. Det finns alltså anledning att seriöst analysera de större globala miljöförändringarna. Den pågående förlusten av biologisk mångfald är en sådan.

## 1.2 Förlust av biologisk mångfald<sup>15</sup>

En ambitiös genomgång i FN:s regi av ekosystemens tillstånd och utvecklingstendenser publicerades 2005: *Millennium Ecosystem Assessment*. I denna genomgång är biologisk mångfald bara en av flera analyserade aspekter på ekosystemen och de tjänster de förser människan med. Fastän rapporterna innehåller en detaljerad genomgång av biodiversitetens funktioner, är de ganska försiktiga i sina lägesbeskrivningar. Situationen beskrivs dock som allvarlig både för terrestra och marina ekosystem, och projektionerna i de olika scenarier som styrts en del av analysarbetet beskriver ett antal betydande problem.<sup>16</sup>

Mer detaljerad i sin rapportering beträffande artmångfalden är *World Conservation Union* (IUCN). Organisationen utkommer årligen med rapporter om det bedömda läget, som hittills alltid har landat i slutsatsen att det har försämrats sedan föregående år.

---

<sup>14</sup> Lovelock (1979, 1980) med flera publikationer.

<sup>15</sup> Lägesbedömningarna diskuteras mer detaljerat i avsnitt 4.9.

<sup>16</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1 och 2.

Naturvårdsverket beskriver i sin rapportering om miljömålen läget för den biologiska mångfalden i Sverige som otillfredsställande.<sup>17</sup> Man noterar vissa framgångar med hittills genomförda åtgärder men bedömer det som svårt att klara det mål som har formulerats för utvecklingen till år 2015 – en minskning med 30 procent i förhållande till år 2000 av antalet arter på den nationella rödlistan som bedöms som hotade.

Ovanstående lägesbeskrivningar har inte stått oemotsagda. Det har pekats på att den stora osäkerhet som råder beträffande det faktiska antalet arter på jorden rimligen också måste påverka uppskattningar av den hastighet varmed arter går förlorade.<sup>18</sup> Detta är förvisso korrekt, men hastigheten kan ju även med försiktiga uppskattningar upplevas som för hög för att vara acceptabel. Det råder bred konsensus om att den aktuella hastigheten varmed arter försvinner globalt ligger väsentligt över den naturligt bakgrundshastigheten och att detta faktum i sig är skäl nog att ta problemet på allvar.<sup>19</sup>

### 1.3 Frågor att besvara

Det finns, mot bakgrund av den centrala roll som begreppet biologisk mångfald kommit att få inom miljöpolitiken under senare år, ett antal frågor att analysera. De lyder i korthet:

- Vilken definition kan respektive bör begreppet biologisk mångfald ges? En genomgång av litteraturen på detta område görs i kapitel 2.
- Vilka värden – i vid mening – kan man tillskriva den biologiska mångfalden? Detta är ämnet för kapitel 3, som också söker antyda kopplingar till olika etiska synsätt av betydelse för miljöpolitiken.
- Vad vet man i dag om den biologiska mångfaldens betydelse för sådana centrala aspekter på ekosystemen som stabilitet och produktion av biomassa? Kapitel 4 sammanfattar svaren på dessa frågor i form av stiliserade fakta som vägledning för policydiskussionen.

---

<sup>17</sup> Naturvårdsverket (2007).

<sup>18</sup> Lomborg (2001).

<sup>19</sup> Se exempelvis Millennium Ecosystem Assessment (2005b), s. 4.



- Vad kan sägas om läge och utveckling av den biologiska mångfalden i Sverige respektive internationellt? Detta sammanfattas i avsnitt 4.9.
- Framstår nuvarande politik som långsiktigt samhällsekonomiskt effektiv? Frågan gäller både naturvårdspolitiken i trängre mening och sektorpolitiken inom relevanta områden som jordbruk, skog och fiske. Efter en förberedande diskussion i kapitel 5 och en allmän översikt över den aktuella politiken i Sverige och internationellt i kapitel 6 följer synpunkter på politiken i kapitel 7.
- Har vi en rimlig avvägning mellan åtgärder inom landet och internationellt vidtagna åtgärder? Även denna fråga behandlas i kapitel 7.

Rapporten begränsar sig till den naturligt förekommande biologiska mångfalden. Den odlade mångfalden – hela komplexet kring den genetiska variationens betydelse inom växt- och husdjursförädling – ligger därmed utanför ramen för framställningen. Inte heller berörs problemen med genetiskt modifierade organismer, biosäkerhet etcetera. Detta område kommer med säkerhet att få mycket stor betydelse under det århundrade som ligger framför oss, samtidigt som det i viktiga avseenden skapar nya förutsättningar för diskussionen om biologisk mångfald i stort.



## 2 Begrepp och definitioner

Begreppet *biologisk mångfald* är omkring två decennier gammalt och därmed ganska färskt inom biologin. Det har dock vunnit snabb spridning i den miljöpolitiska debatten, delvis måhända på grund av den positiva laddningen hos ordet mångfald. Att definiera det på ett entydigt och användbart sätt har visat sig vara svårt. DeLong fann inte mindre än 85 olika definitioner i sin tidiga genomgång av litteraturen, och Norton menar att någon objektiv, vetenskaplig definition aldrig kommer gå att skapa.<sup>20</sup> Det finns dock anledning att något försöka precisera begreppet, eftersom valet av policy i en given situation kan påverkas av vilken definition av begreppet mångfald som man har valt att arbeta med.

### 2.1 Grundläggande definitioner

I FN-konventionen om biologisk mångfald definieras begreppet biologisk mångfald på följande sätt:

”variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem.”<sup>21</sup>

Konventionen översätter alltså mångfald med variationsrikedom, vilket är en synonym snarare än en definition. I den delen hänvisas man alltså till vardagsnära tolkningar av vad ordet variation skall innebära. Viktig är dock den precisering som följer i definitions-texten ovan; variation är viktig på flera nivåer – inom arter, mellan arter och på ekosystemnivå.

---

<sup>20</sup> DeLong (1996), Norton (1994).

<sup>21</sup> Konventionen om biologisk mångfald, art. 2, SÖ 1993:77.

Ordet biodiversitet har två led – bio, som indikerar att de objekt som beskrivs i biodiversitetstermer hör till biosfären, och diversitet, som hänför sig till variationen bland dessa objekt. Objekten kan kategoriseras med hjälp av olika begreppsapparater. De tre delvis överlappande huvudalternativen är den genetiska, den taxonomiska och den ekologiska.

Den *genetiska* hierarkin har följande nivåer:

- nukleotid (byggstenarna i den genetiska koden)
- gen
- kromosom
- genom
- individ
- population.

Hög nivå på den genetiska mångfalden innebär alltså att många genvarianter är företrädda. Låg variation kan innebära en risk för inavel och nedgång hos den aktuella populationen. En fullständig beskrivning av den genetiska variationen är arbetskrävande, även om modern DNA-teknik har förenklat den väsentligt och kommer att förenkla den ytterligare framöver. Traditionellt har man därför ofta nöjt sig med att beskriva några huvudvarianter med någorlunda lätt identifierbara yttre skillnader.

Den *taxonomiska* hierarkin arbetar med följande kategorier:

- individ
- population
- art
- släkte
- familj
- ordning
- klass
- stam (el. division)
- rike.

Stundom används en finare indelning med underarter. Även denna finare indelning spelar en viss roll i praktiskt naturvårdsarbete; omkring 1 procent av organismgrupperna (taxa) på den svenska rödlistan är underarter.<sup>22</sup> Både arter och underarter är i viss mening abstraktioner; det som kan iakttas i en rumsligt avgränsad del av naturen är individer och populationer. Även populationer används

---

<sup>22</sup> U. Gärdenfors, pers. medd.

ibland i praktisk analys av skyddsvärdet.<sup>23</sup> Indikatorer på populationers tillstånd kan vara antal, trender, fluktuationer, geografisk spridning (täthet) eller fragmentering.

De flesta vetenskapliga definitionerna av biologisk mångfald inom den taxonomiska begreppssfären hänför sig till *arten*. Motivet är att en art för de flesta organismgrupper är relativt lätt att avgränsa, även om det bland specialister understundom kan råda viss oenighet också på denna punkt. Wilson betraktar i likhet med många andra biologer arten som ”den fundamentala enheten”.<sup>24</sup>

Den *ekologiska* hierarkin slutligen är något mindre exakt än de båda föregående men bygger i huvudsak på följande begrepp:

- individ, familjegrupp
- population
- nisch
- habitat
- biotop
- samhälle
- ekosystem
- landskap
- bioregion
- biom
- biosfär.

Nischer i abstrakt mening definieras som en del av det ekologiska rummet, definierat av ett antal variabler (plats i det geografiska rummet, temperatur, ljusförhållanden, näringstillförsel etc.). En nisch behöver inte vara upptagen av någon art. Begreppet habitat<sup>25</sup> används i olika betydelser; ursprungligen avser det en populations eller arts geografiska livsutrymme, definierat utifrån artens eget perspektiv. Det har dock kommit att användas också i betydelsen biotop, som avser en av människan definierad livsmiljö.<sup>26</sup> Den generaliserade formen av livsmiljöer är naturtyp (exv. ”Gräsmarker på kalkhällar”, ”Rikkärr”). Ovanför dessa nivåer finner man samhället, som definieras av de arter som återfinns i samhället i

---

<sup>23</sup> Så används exempelvis i Artdatabankens faktablad för gölgrodan *Rana lessonae* det faktum att den svenska populationen har varit isolerad från den kontinentala som argument för dess skyddsvärde.

<sup>24</sup> Wilson (1992), kap. 4. Se också Vetenskapsakademin och Fredrik Sjöberg (1998).

<sup>25</sup> På förekommen anledning understryks att ordet *habitat* böjs som *automat*: en habitat, flera habitater.

<sup>26</sup> Så används det i EU:s Art- och habitatdirektiv, som möjligen borde heta Art- och biotopdirektivet.

fråga, deras relativa förekomst och det samspel som de utövar. Begreppet ekosystem är närbesläktat men inbegriper också miljöfaktorerna för de i naturen förekommande samhällena – temperaturförhållanden, salthalt etcetera (abiotiska faktorer).

Landskapet är den högsta hierarkiska nivå som utnyttjas i praktiskt naturvårdsarbete. Landskapsmångfald kan alltså beskrivas med antalet olika samhällena som är företrädade inom det aktuella området, hur sammanhängande eller fragmenterade de olika samhällstyperna är etc. Den geografiska skalan blir självklart viktig i detta sammanhang.

Den högsta beskrivningsnivån under den globala biosfären är biomet. Millennium Ecosystem Assessment arbetar med en etablerad indelning av biosfären i 14 biotoper: tropiska och subtropiska fuktiga lövskogar, boreala skogar/taiga etc.<sup>27</sup>

De olika nivåerna i den ekologiska hierarkin gör det alltså möjligt att definiera begreppet biologisk mångfald på en rad olika sätt, och Konventionen om biologisk mångfald inbjuder också till en sådan variationsrikedom. Det bör observeras att denna valfrihet kan leda till problem i vissa praktiska beslutssituationer. Det är fullt möjligt att en viss åtgärd som vidtas för att öka mångfalden på en viss nivå minskar den på en annan (se nedan under 2.2).

## 2.2 Diversitetsmått

När man väl har bestämt sig för vilka kategorier som skall användas för att beskriva objekten, krävs en definition av diversiteten hos den aktuella uppsättningen objekt. De mått som utnyttjas avser *antalet* eller den relativa tätheten av enheter på en viss kategorinivå (art etc.), *skillnaden* eller *avståndet* mellan dessa enheter eller en *kombination av dessa dimensioner*.

Inom *genetiken* är problemet att beskriva variation av gammalt datum, och teknikerna är väl etablerade. I princip kan en grupp organismer i en population beskrivas fullständigt på genetisk nivå genom att man anger de varianter (alleler) som förekommer inom gruppen och deras relativa förekomst. Den variation som uppkommer till följd av olika genetiska varianter mäts ofta med sannolikheten för att två slumpvis valda individer skall representera olika genvarianter.

---

<sup>27</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1, Appendix A.

Erfarenhetsmässigt är det den *taxonomiska* beskrivningen som utnyttjas mest, och biodiversiteten hos en viss biotop eller ett visst ekosystem beskrivs då åtminstone i första approximationen med antalet arter. Antalet kan i sig dock vara vilseledande, eftersom alla arter inte är lika viktiga för de ekologiska förloppen.

Om man har ett samhälle med 1 000 individer, representerar då ett alternativ med 20 arter med 50 individer vardera en högre eller lägre nivå på den biologiska mångfalden än ett med en ojämnare fördelning mellan arterna? Hur bör man överhuvudtaget beskriva fördelningen?

Problemet att beskriva fördelningen av en viss mängd individer på en samling grupper är generellt och har tillämpningar inom så vitt skilda områden som informationsteori och studiet av väljar-sympatier i demokratier (*voting theory*). Inom informationsteorin utvecklades ursprungligen det oftast använda måttet på fördelningen, Shannons informationsmått eller entropimåttet.<sup>28</sup> Informationsmåttet har minimum när alla grupperna är lika stora, det vill säga när likafördelning råder. Det har föreslagits att informationsmåttet (med ombytt tecken) skulle användas också som mått på den biologiska mångfalden, alltså att mångfalden i ett visst ekologiskt samhälle skulle anses vara störst när alla arter är representerade av lika många individer. Detta är dock inte någon naturlig fördelning ens om man inskränker sig till det specialfall då alla arterna hör till samma nivå, och det är direkt olämpligt om man ser på det mer generella fallet att arterna hör till olika näringsnivåer i det ekologiska samhället.<sup>29</sup>

En ekologiskt mer relevant möjlighet som anknyter till den taxonomiska klassifikationens teoretiska bas har föreslagits av Vane-Wright m.fl. Här relateras de berörda arterna till sin respektive plats i den evolutionära trädstrukturen.<sup>30</sup> Närbesläktade arter, släkten eller andra taxonomiska enheter kommer då att viktas lägre än sådana som ligger långt ifrån varandra. På så sätt skulle man indirekt gynna den genetiska mångfald som i det evolutionära perspektivet är avgörande för biosfärens livskraft. Någon allmän acceptans kan detta synsätt dock inte sägas ha vunnit.

Antag att man har bestämt sig för att den relevanta enheten för biologisk mångfald i en viss situation är arten. Innebär det att det

<sup>28</sup> Om andelen av de olika delpopulationerna är  $p_i$ , där  $\sum p_i = 1$ , definieras Shannons informationsmått  $I$  matematiskt som  $I = -\sum p_i \ln(p_i)$  (Shannon 1948).

<sup>29</sup> För några närbesläktade varianter av detta mått, se Polasky et al. (2005).

<sup>30</sup> Vane-Wright et al. (1991).

alternativ som förväntas leda till fler arter alltid är överlägset det som leder till färre? De flesta bedömare är nog inte beredda att svara ja på den frågan utan mer precis information om vilka förändringar det är som övervägs. Valet står dock praktiskt taget aldrig mellan enbart en enskild art mer eller mindre. Introduktion eller försvinnande av en art får alltid följdverkningar för andra arter. Vilka dessa effekter är beror på uppsättningen av arter, vilka av dessa som konkurrerar med den aktuella arten och vilka förändringar som närvaro eller frånvaro av den aktuella arten kan förväntas få på de övriga och på samspelet i stort.

Även i det enkla fall där man bara studerar en enda nivå i det aktuella samhället är det inte självklart att en art till inom gruppen skulle innebära en fördel ens om värderingen sker ur det ekologiska samhällets eget perspektiv. En ny art kan förväntas förändra den relativa förekomsten av de övriga arterna, den kan förändra dynamiken i riktning mot minskad stabilitet, och så vidare.

För att mått på den biologiska mångfalden skall vara användbara i praktiska beslutssituationer krävs att de är ekologiskt meningsfulla, det vill säga att de anknyter till någon fungerande teori för hur arterna fördelar sig i ett naturligt förekommande ekosystem under olika förutsättningar. Det krävs därutöver en föreställning om vad som är intressant ur planeringssynvinkel, antingen det handlar om ekosystemets inre egenskaper som stabilitet eller om någon variabel som kan vara intressant för den som hållbart vill utvinna en naturresurs ur ekosystemet.<sup>31</sup>

För att definitionen och mätningen av mångfalden skall bli ekologiskt meningsfull är det därför naturligt att söka sig till det tredje alternativet, den *ekologiska* hierarkin. I princip kan man använda samma matematiska redskap för de ekologiska kategorierna som för de taxonomiska. Ett problem är dock att de ekologiska kategorierna är mindre precist definierade, varför redan uppräknningen av de förekommande objekten kan bli ett problem. Något på en gång generellt och rimligt sätt att definiera avstånd mellan ekologiska enheter existerar dessvärre inte heller.

Den ovan antydda konflikten mellan olika definitioner illustreras i figuren nedan. De två alternativen representerar olika grupperingar av en biotop (exempelvis lövskog) i en dominerande biotop (exempelvis öppen gräsmark). Om man bara har information på denna nivå (dvs. ingen kompletterande artinifor-

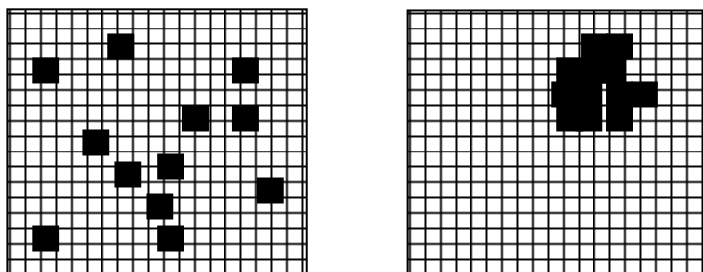
---

<sup>31</sup> Se vidare diskussionen i avsnitten 4.3, 4.4 och 4.6.



mation), kommer de flesta att uppleva de vänstra alternativet som representerande en högre nivå på diversiteten än det högra.<sup>32</sup> På artnivå är det en öppen fråga vad som ger högst nivå på diversiteten. Kantlevande arter gynnas av det vänstra alternativet, medan andra arter kan behöva en så stor sammanhängande biotop som i det högra alternativet för att leva kvar. Konsekvensen av detta är att det är otillräckligt att som i Konventionen om biologisk mångfald och andra policydokument säga att biodiversiteten skall analyseras och bevaras på alla nivåer; åtgärder som gynnar diversiteten på en nivå kan missgynna den på en annan, och inom ett och samma analysperspektiv (t.ex. arter) beror resultatet på vilka arter man har i fokus, eftersom olika arter har olika krav.

**Figur 2.1** Exempel på diversitetsmönster på landskapsnivå. De svarta respektive rutmönstrade delarna symboliserar två biotoper (exempelvis lövskog och öppen gräsmark). Det vänstra alternativet torde av de flesta spontant uppfattas som representerande en högre nivå på diversiteten än det högra på landskapsnivå. På artnivå är det dock inte givet vilket alternativ som leder till högst diversitet.



I allmänhet förefaller man att ha accepterat den pessimistiska syn som Norton företräder<sup>33</sup> och avstår från en precis definition som skulle låta sig översättas till ett väldefinierat mått. I praktiken tillämpas därför ofta en pragmatisk ansats i vilken man utgår från antalet arter och därefter i varierande utsträckning kompletterar med kunskap om olika arters bedömda betydelse i berörda ekosystem. Beskrivningen kommer då att innehålla kvantitativa element som antalet arter, uppskattningar av deras relativa förekomst etc., medan mycket av den centrala informationen om samspelet mellan olika nivåer i näringsvävarna, överlappning mellan olika ekologiska nischer och liknande information nödvändigtvis

<sup>32</sup> I sociologiska sammanhang skulle det högra lokaliseringmönstret kallas "segregerat".

<sup>33</sup> Norton op.cit.

presenteras i kvalitativa termer. Problemet att beskriva de viktiga dragen hos de aktuella ekologiska enheterna blir på så sätt hanterligare. Nackdelen med förfaringssättet är risken för att man använder olika definitioner vid olika tidpunkter och därmed förlorar konsistensen i beskrivningen, eller att definitionerna anpassas till i förväg definierade mål och att en del av den vetenskapliga objektiviteten därvid går förlorad.

## 3 Mångfaldens värden

Den internationella mobiliseringen för att minska förlusten av biologisk mångfald på global nivå bottnar självklart i en övertygelse att denna mångfald representerar betydande värden. För att politiken på området skall utformas korrekt är det nödvändigt att precisera vari dessa värden består. Frågan kan sägas ha två komponenter: en filosofisk och en teknisk. Den filosofiska handlar om hur man ser på värdegrunder i allmänhet – vad som är relevant att ta hänsyn till, hur de etiska restriktioner som anknyter till den ekologiska sfären skall hanteras i relation till andra etiska restriktioner osv. Den tekniska handlar om kunskap om hur de ekologiska systemen fungerar, vad olika åtgärder som reservatsbildning eller miljöavgifter kan förväntas få för effekter, och liknande.<sup>34</sup>

Att frågans första komponent har en etisk dimension innebär inte att den inte skulle vara åtkomlig för analys. Etiska utsagor kan och bör precis som andra utsagor som utnyttjas i den politiska processen granskas.

### 3.1 Etiska kategorier

En indelning som ibland används inom etiken skiljer mellan *konsekvensbaserade* (teleologiska), *pliktbaserade* (deontologiska) och *värdebaserade* (axiologiska) etiska teorier. I en konsekvensbaserad teori bedöms handlingar efter sina konsekvenser; i en plikt-baserad teori värderas handlingen i sig. Dessutom finns *sinnelags-etik*, som sätter inställning eller avsikt främst. Alla etiska teorier har sin problem. En första fråga gäller vilken tid och energi som man kan kräva av den handlande innan hon skrider till beslut. Att inför

---

<sup>34</sup> För några ingångar till de etiska frågorna, se Cooper et al. (1995), Oksanen & Pietarinen (2003), Wandén (2007; kap. 4) och mer allmänt exempelvis Frankena (1963), Mackie (1977).

vart och ett av vardagens tusentals små och stora beslut avkrävas en fullständig konsekvensanalys är inte rimligt. De ovanstående kategorierna finns därför i en *handlingsvariant* och en *regelvariant*. Handlingsvarianten förutsätter en värdering av varje enskild handling, medan regelvarianten innebär att man avstår från kravet på analys i det enskilda fallet och accepterar att beslutsfattandet bygger på schabloner. En regel anses alltså etiskt acceptabel ur ett regelkonsekvensperspektiv om den med rimlig sannolikhet kan förmodas leda till önskvärda konsekvenser. Att avgöra detta för en regel kan naturligtvis vara svårt i praktiken. Det erinrar till sin karaktär om vetenskapens induktionsproblem – att på basis av ett ändligt antal observationer formulera generella samband – och dras med likartade svårigheter.

Pliktbaserade teoriers huvudproblem är att motivera vilka regler som skall gälla. Mot en regel av typen ”Det är inte tillåtet att ljuga” kan man ställa alternativet ”Det är tillåtet att då och då ljuga, beroende på omständigheterna”. Är den första regeln att föredra framför den andra, och i så fall varför? Svaret från personer med en regelbaserad etisk uppfattning brukar vara att det inses med intuitionen eller att det finns någon kanonisk skrift som etablerar normen i fråga. Sådana svar är svåra att acceptera, eftersom de bara ignorerar problemet med rättfärdigandet eller flyttar det bakåt i tiden. Det enda hållbara svaret förefaller att vara att den ena regeln är att föredra därför att den under lång tid erfarenhetsmässigt har visat sig leda till bättre konsekvenser. Det är inte tillåtet att ljuga, därför att samhället riskerar att kollapsa om alla tillåter sig handskas hur de vill med sanningen. Etiska normer blir med detta synsätt regler som härletts ur särskilt viktiga eller särskilt ofta återkommande situationer i vardagslivet; de kan sägas vara lösningar på arketypiskt förekommande dilemman.<sup>35</sup> En plikt blir med detta synsätt en regel med hög auktoritet; pliktbaserad etik är en variant av regelkonsekvensetik. Problemet att abstrahera generella plikter leder då till samma induktionsproblem som regelkonsekvensetikens, till och med i förstärkt form.<sup>36</sup>

Ett för konsekvensetik och pliktetik gemensamt problem är att garantera att olika normer är sinsemellan förenliga. Om man

---

<sup>35</sup> Ullmann-Margalit (1977), Molander (1994).

<sup>36</sup> Denna beskrivning accepteras måhända inte i allmänhet av personer med en pliktbaserad etikuppfattning. Av dem anses beskrivningar av handlingars förväntade konsekvenser vid en bedömning en handling eventuella önskvärdhet ofta som helt irrelevanta och ett utslag av vad som kallas ”det naturalistiska misstaget” (Moore 1903, Frankena 1939). Som framgått hör författaren till denna rapport till dem som anser att detta inte är något misstag.

utifrån två kategorier typsituationer abstraherar två regler som förefaller etiskt rimliga, kan det mycket väl inträffa att reglerna ger olika direktiv i en ny situation som man inte tänkte på när reglerna formulerades. I politisk terminologi har det uppstått en målkonflikt.

### 3.2 Inneboende värden?

Föreställningen att den biologiska mångfalden har ett inneboende värde *oberoende av människan* företräds av bland andra Rolston och Lee.<sup>37</sup> Mot den gängse föreställningen att värden är något som åsätts olika företeelser av människor hävdar de alltså att mångfalden har ett värde i sig som möjligen kan upptäckas av människan, ungefär som man kan upptäcka matematiska sanningar genom uthålligt tankearbete. Skillnaden är emellertid den att medan enighet om de matematiska sanningarna kan etableras när de väl är upptäckta, går någon motsvarande enighet erfarenhetsmässigt inte att etablera beträffande värden. Föreställningen om inneboende värden kan möjligen ha mening för en enskild individ, men så snart man avser att låta den etiska diskussionen ingå i underlaget för beslut som skall fattas i demokratisk ordning måste man acceptera att värden skapas av människor. Av det följer också att de värden som åsätts olika företeelser kommer att variera från individ till individ och att ett väsentligt inslag i det demokratiska samtalet blir att jämka samman dessa skillnader.

Även bland dem som tillskriver varje art alternativt varje individ av en art ett existensberättigande torde det förekomma jämkningar, till exempel när det gäller bärare av smittsamma sjukdomar med hög dödlighet. Pesten orsakas av en bakterie, *Yersinia pestis*, som överförs till människan via bett från loppor som normalt lever på olika gnagare. Utbrottet i Europa vid mitten av 1300-talet ("digerdöden") ledde till att befolkningen på några år reducerades med mellan en tredjedel och hälften. Sjukdomen finns i dag endemiskt i tropiska länder, och ett begränsat utbrott skedde i Indien 1994. Få personer torde ha betänkligheter mot att lokalt eller globalt utrota denna art, om det vore möjligt, eller att ge drabbade personer antibiotika, även om det innebär döden för ett antal bakterier. En

---

<sup>37</sup> Rolston (1988), Lee (1996). *Biocentrism* och *djupekologi* är ibland förekommande namn på sådana föreställningar.

annan sak är att det kan vara motiverat att av smittskyddsskäl bevara populationer under kontrollerade former i laboratoriemiljö.

I föreliggande rapport, som är tänkt som ett bidrag till diskussionen om hur naturvårdspolitiken bör utformas, framstår en konsekvensetik som den lämpligaste utgångspunkten. Utformningen av praktisk politik måste ta sin utgångspunkt i konsekvensbeskrivningar.

Människan påverkar i dag på ett avgörande sätt processerna i biosfären.<sup>38</sup> Med detta konstaterande följer ett ansvar. Samtidigt bör vi vara konsistenta i vår syn på människan. Om människan avkrävs ett ansvar för jordens utveckling bör hon samtidigt ges rätten att inom rimliga gränser välja hur detta ansvar skall komma till uttryck. Många av de biotoper som anses skyddsvärda är resultatet av mänsklig verksamhet. Generellt är det inte heller så att ostörd natur har högst biodiversitet. Ett lagom mått av störningar påverkar inte sällan artrikedomen positivt. Exempel på detta är de nordiska ängs- och betesmarkerna, som utvecklat hög diversitet under en lång tid av mänsklig störning, eller, i mindre skala, vägkanter, ledningsgator, skjutfält och grustag.<sup>39</sup>

En adekvat metafor för människans relation till naturen är därmed inte den ensamme skogsvandrarens utan snarare trädgårdsmästarens.<sup>40</sup> Hon är underkastad restriktioner givna av de biologiska processerna men kan samtidigt i större eller mindre utsträckning påverka utfallet genom kunskapsbaserad skötsel.

### 3.3 Instrumentella värden

Termen instrumentella värden är egentligen en smula missledande, eftersom den ger intrycket att endast den biologiska mångfald som kan användas för något ”nyttigt” syfte räknas. Så är inte fallet. Utgångspunkten för den genomgång som följer är att de för politiska diskussioner relevanta betydelserna av biologisk mångfald måste kunna motiveras – biologisk mångfald är viktig därför att ... – och därmed måste ta sin utgångspunkt i av människor definierade värden.<sup>41</sup>

---

<sup>38</sup> För en översikt, se Turner et al. (1990).

<sup>39</sup> Björklund och Eriksson (2007).

<sup>40</sup> Det är Fredrik Sjöberg som har gjort mig uppmärksam på detta val av metafor.

<sup>41</sup> Sådana motiveringar kan presenteras i flera led, och det finns principiellt ingen övre gräns för hur många. Ju fler led som kan presenteras, desto bättre blir normalt sammanhanget

### 3.3.1 Existensvärden

Bland de icke nyttoinriktade instrumentella värdena återfinns existensvärden, som inte har någon annan grund än att vissa människor finner moralisk tillfredsställelse i att veta att en viss nivå på den biologiska mångfalden säkerställs genom den politik man förespråkar. Det instrumentella inslaget består därmed helt enkelt i att denna tillfredsställelse skapas hos ett antal individer. När det i preambeln till Konventionen om biologisk mångfald talas om "inneboende värden", får det förutsättas att det är denna mening – ett av människor åsatt existensvärde – som avses. Det är också den tolkning som Sveriges riksdag ställt sig bakom genom ratificeringen av konventionen.

Till existensvärden kan man också räkna sådana som är knutna till de kulturella och religiösa sfärerna, till exempel att ett visst berg är heligt och därmed inte är tillgängligt för mineralutvinning.

### 3.3.2 Estetiska värden

Estetiska värden spelar stor roll för mångfaldens värdespektrum. Man kan notera att flera av miljöpolitikens mål innehåller ord med mer eller mindre estetiska undertoner i sin formulering: "levande sjöar och vattendrag", "myllrande våtmarker" och "storslagen fjällmiljö". Estetiska värden är dessutom viktiga för relativt breda befolkningsgrupper, och det finns anledning att tro att de estetiska värdenas relativa betydelse ökar med ökande realinkomster i industriländerna.<sup>42</sup> Estetiska värden är också de som lättast kan utnyttjas för att skapa marknader för turism. Det som oftast lyfts fram i sådana sammanhang är relativt litet antal arter – "flaggskeppsarter"<sup>43</sup> – som kan exploateras på detta sätt. När det gäller biotoper i framför allt tropiska och subtropiska områden – humida skogar, blommande öknar – är det å andra sidan just mångfalden som attraherar många besökare. Samtidigt bör man inte glömma bort de vardagsnära upplevelserna – skogspromenader, skärgårdstutflykter och annat som ofta sker i liten skala nära hemmet.

---

mellan olika delar i argumentationen; den får med en term från Arne Naess större intentionsdjup (Naess 1961).

<sup>42</sup> Det är välkänt att parker och rekreationstjänster har en efterfrågeelasticitet större än 1 (se Zhu & Zhang (2007) för referenser). Det kan dock vara svårt att avgöra hur stor den estetiska faktorn är i detta sammanhang.

<sup>43</sup> Den engelska term som brukar nyttjas är *charismatic species*. Termen "karismatisk" brukar på svenska dock reserveras för personer och förefaller mindre lämplig.

Volymmässigt spelar de en dominerande roll. För dessa upplevelser är det ofta mer närheten och miljön i stort än den biologiska mångfalden i sig som är det väsentliga för nyttjaren.<sup>44</sup> Självklart finns det även här ett minimikrav på upplevelsekaraktär som innebär också en viss nivå på biodiversiteten.

### 3.3.3 Producerande, stödjande och reglerande ekosystemtjänster

Millennium Ecosystem Assessment räknar vid sidan om de redan nämnda etiskt och estetiskt anknutna värdena upp följande ekosystemtjänster som relaterar till den biologiska mångfalden:<sup>45</sup>

#### *Försörjningstjänster*

- Mat
- Fibrer för byggande och andra ändamål
- Bränsle
- Genetiska resurser
- Biokemiska substanser
- Vattenförsörjning

#### *Stödtjänster*

- Primärproduktion
- Habitatförsörjning
- Näringscirkulation
- Upprätthållande av jordens bördighet
- Vattencirkulation
- Nedbrytning av avfall

#### *Reglertjänster*

- Resistens mot invaderande arter
- Pollination
- Fröspridning
- Klimatreglering
- Kontroll av smittsamma sjukdomar
- Kontroll av organismer som är skadliga för grödor och husdjur
- Reglering av naturkatastrofer (översvämningar, skogsbränder m.fl.)

---

<sup>44</sup> Se Fredman (2000 b) med vidare referenser.

<sup>45</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1, s. 300.



- Erosionsbegränsning
- Vattenrening

I rapporten markeras att orsakslänken mellan den biologiska mångfalden och dessa tjänster ofta är indirekt. Biodiversiteten bidrar till att definiera vissa karaktäristiska funktionella drag hos de aktuella ekosystemen, som via de fundamentala processerna – produktion av biomassa, cirkulation av näring och vatten, etcetera – producerar de uppräknade tjänsterna. Alla nivåer – gen, art och landskap – kan vara betydelsefulla. För vissa av tjänsterna spelar det större roll vilka arter som dominerar än hur många arter som förekommer. Fler arter kan naturligtvis öka sannolikheten för att livskraftiga arter eller kombinationer av arter är närvarande. För jordbruket bedöms den genetiska diversiteten spela särskilt roll. För klimatregleringen har landskapsenheter storlek och inbördes förhållande betydelse. Det noteras också att diversitet i några fall också kan vara negativ; exempelvis kan variabilitet i landskapet också gynna spridningen av främmande arter.<sup>46</sup>

Detta innebär att det egentligen krävs ett mer detaljerat studium av den specifika rollen för just biodiversiteten när dess värde för tjänsterna i fråga skall bestämmas. Vi återkommer till detta i kapitel 4.

### 3.3.4 Pedagogiska värden

Den biologiska mångfaldens pedagogiska värde bör inte glömmas bort i sammanhanget. Naturfilmer på TV, notiser i lokalpressen om en nyupptäckt art i länet och nyhetsinslag om förlust av biologisk mångfald spelar stor roll för miljöintresset och bidrar därmed till ökade kunskaper om natur och miljöproblem. Denna aspekt på den biologiska mångfalden hålls sällan fram, men den är inte desto mindre viktig, eftersom vi är beroende av fungerande naturliga ekosystem och detta ofta glöms bort av människor som tillbringar merparten av sin tid i en urban miljö.

Sådan information bidrar till att öka utrymmet för miljöpolitiska åtgärder, men det finns inte större anledning att ifrågasätta sådant bruk av den biologiska mångfalden än när företrädare för andra sektorer söker få utrymme i massmedia och det allmänna medvetandet genom att dra uppmärksamheten till inträffade

---

<sup>46</sup> Ibid. s. 302.

händelser och upplevda brister. Väsentligt är naturligtvis här som på andra håll att rapporterna står på sund vetenskaplig grund och att fakta inte överutnyttjas i opinionsbildningen.

### 3.3.5 Samhällsekonomiska analyser

Samhällsekonomiska analyser är ett viktigt och vida spritt besluts-hjälpmiddel för val mellan olika handlingsalternativ. Kort kan metoden sammanfattas enligt följande:<sup>47</sup>

- beskrivning av alternativen
- identifiering av alternativens effekter
- kvantifiering och värdering av effekterna
- diskontering och kapitalisering av effekterna till nuvärde
- rangordning av alternativen
- känslighetsanalys
- redovisning av fördelningseffekterna.

Metoden är sedan länge etablerad inom exempelvis transport-sektorn. När den skall tillämpas på miljöfrågor, uppträder en rad problem som kräver särskild uppmärksamhet.<sup>48</sup> Identifieringen av olika handlingsalternativs effekter kan vara svår att göra inom ett område som ekologin, där kunskapen om kausalsamband i många fall är ofullständig. Vissa effekter låter sig någorlunda lätt kvantifieras, men andra – i synnerhet etiska och estetiska – är besvärliga att hantera. Diskontering kräver särskild omsorg på ett politik-område där tidsperspektiven är långa och hållbarhet är en viktig restriktion på policybildningen.<sup>49</sup>

Samhällsekonomisk analysmetodik har också tillämpats specifikt på området biologisk mångfald.<sup>50</sup> Grovt sett kan man urskilja tre typer av ansatser. Den första innebär att på klassiskt ekonomiskt vis uppskatta de berördas värdering av olika tjänster på basis av deras agerande (*revealed preferences*). Man har exempelvis uppskattat värdet av skogsutsikt på basis av fastighetspriser.<sup>51</sup> Denna ansats är svårare för nyttigheter med kollektiv karaktär som

---

<sup>47</sup> Här avses det som kallas samhällsekonomisk kostnads-intäktsanalys (*cost-benefit analysis*). För en översikt över teori och aktuell praxis, se t.ex. Hultkrantz & Nilsson (2004).

<sup>48</sup> Pearce et al. (2006).

<sup>49</sup> Om diskonteringsproblemet, se Pearce et al. (2006) kap. 13.

<sup>50</sup> Nunes et al. (2003), OECD (2004), Sjöström (2006). Konjunkturinstitutet har nyligen publicerat en genomgång, Sjöström (2007).

<sup>51</sup> Powe et al. (1997), Tyrväinen & Miittinen (2000).

existensvärde eller informationsvärde (exempelvis knutet till ett genom). Som en alternativ ansats i sådana sammanhang används intervjuer (*stated preferences*).<sup>52</sup> Här finns ett klassiskt problem med att få de intervjuade att avge korrekta och meningsfulla svar; det incitamentsproblem som gör att marknader inte har förutsättningar att garantera en effektiv försörjning med kollektiva nyttigheter drabbar även uppgiftslämnandet i intervjuer.

Dessa båda ansatser ger när de fungerar möjlighet att uppskatta efterfrågekurvor för biodiversitetsrelaterade tjänster och därmed i princip också välfärdsförändringar för större förändringar. En tredje typ av ansats som saknar denna ambition är punktuppskattningar baserade på alternativlösningar. Man kan exempelvis uppskatta värdet av en vattenreningstjänst med hjälp av kostnaden för sjukvård och produktionsbortfall knutna till vattenburna infektioner.<sup>53</sup>

Man kan generellt säga att de etablerade metoderna fungerar bäst när den biologiska mångfalden är knuten till tydliga ekosystemtjänster med anknytning till kända verksamheter – vattenrening, pollinering, turism osv. En reservation är att många av nyttigheterna knutna till ekosystem i utvecklingsländer inte ingår i den formella ekonomin och därför inte automatiskt åsätts ett värde. Studier gjorda i bland annat Zimbabwe, Madagaskar, Indien och Nepal visar att skogsprodukter vid sidan av timmer kan motsvara 40 procent eller mer av hushållsinkomsten.<sup>54</sup>

När den biologiska mångfalden inte har en tydlig anknytning till konkreta varor eller tjänster, blir läget mer komplicerat; till de nyssnämnda generella problemen med att tillämpa samhälls-ekonomiska värderingar på miljöfrågor kommer nya problem. Det dominerande är en ren kunskapsbrist; de flesta har helt enkelt inte tillräckliga kunskaper för att kunna ge något meningsfullt svar på frågan hur de värderar bevarandet av en art eller en habitat. Mest meningsfulla blir svaren när frågorna handlar om arter som är välkända av en eller annan anledning – att de är vackra, imponerande eller upplevs som skyddsvärda för en bredare allmänhet av annat liknande skäl. Här blir metodproblemet ett annat: att lyfta ut en

---

<sup>52</sup> En allmän referens till intervjumetoder och experimentell ekonomi är Bohm och Dufwenberg (2003). Intervjumetoder, ibland kallade scenariometoder, presenteras mer ingående i Bateman et al. (2002). För exempel med anknytning till skog och biologisk mångfald, se Fredman (2000).

<sup>53</sup> Se OECD (2004), kap. 4, för referenser.

<sup>54</sup> OECD (2004), tabell 4.1. Se vidare Panayotou & Ashton (1992), Plotkin & Famolare (1992).

specifik nyttighet och fråga efter betalningsviljan för den utan att någon generell budgetrestriktion aktualiseras riskerar att leda till en kraftig övervärdering av betalningsviljan.

Också de indirekta metoderna får problem med kunskapsbristen; skattningar på basis av beteende är svåra att tolka, om de personer vilkas agerande utgör grunden för estimaten inte har kunskaper om vare sig den biologiska mångfalden som begrepp eller den betydelse den eventuellt kan ha i det område där personerna är aktiva.

Det som generellt kanske är den samhällsekonomiska analysens huvudproblem – hanteringen av fördelningseffekterna – har aktualitet även på miljöområdet och delområdet biologisk mångfald. Det grundläggande argumentet för den samhällsekonomiska kalkylmetodiken är att förändringar som ökar den aggregerade välfärden i samhället skall genomföras. Detta är oproblemiskt under den – tämligen orealistiska – förutsättningen att individer som inte önskar se en viss förändring genomförd (dvs. har negativ betalningsvilja) kompenseras för detta så att förändringen blir Pareto-sanktionerad, det vill säga innebär en förbättring åtminstone för någon inblandad och inte innebär en försämring för någon. Denna förutsättning är sällan uppfylld i praktiken. De grupper som påverkas negativt (har negativ betalningsvilja) kompenseras endast i vissa fall, såsom vid expropriering, det vill säga när en individ har äganderätten till ett område som tas i anspråk på ett sådant sätt att nyttjandet försvåras eller omöjliggörs. I detta fall förutsätts att det finns ett fungerande system av äganderätter, en effektiv administration och ett rättssystem med integritet. Dessa förutsättningar är inte uppfyllda i alla länder.

Argumenten för att tillämpa metodiken även i avsaknad av kompensation till dem som påverkas negativt av ett projekt är hämtade från ekonomerna Kaldor och Hicks och brukar benämnas Kaldor-Hicks-kriteriet.<sup>55</sup> Kaldor hävdar i sin behandling av frågan att alla projekt som har positiv nettonyttä är oproblemiska och att det inte är en uppgift för en ekonom att avgöra om en transferering som kompenserar förfördelade individer faktiskt skall äga rum; detta ser han som ett rent politiskt problem. Detta är en märklig ståndpunkt. Snarare är det så att alla projekt som har positiv nettonyttä för alla inblandade är (relativt) oproblemiska och att en ekonom eller annan expert alltså skulle kunna

---

<sup>55</sup> Kaldor (1939), Hicks (1939).

rekommendera dem under förutsättning att kompensation faktiskt äger rum. Det som blir politiskt problematiskt – och därmed svårt för en ekonom att rekommendera i sin roll som expert – är att genomföra projekt som har aggregerad positiv nettonytta men inte har positiv nettonytta för alla berörda *samtidigt som kompensation uteblir*.

Hicks' argument för ståndpunkten är dunklare men synes bygga på idén att det går att definiera en gemensam välfärdsfunktion för alla berörda individer på ett oproblematiskt sätt – en ståndpunkt som numera saknar företrädare inom välfärdsteorin, eftersom det har visats att en sådan välfärdsfunktion inte går att definiera på ett invändningsfritt sätt.

Sammanfattningsvis kan den samhällsekonomiska analysen ge ett bidrag till beslutsunderlaget i situationer där ekologiska värden knutna till biologisk mångfald påverkas, framför allt för att ge uppfattning om storleksordningen hos de värden som är involverade. Resultaten måste dock presenteras på ett transparent sätt; både fördelningseffekterna och valet av diskonteringsränta rymmer politiskt komplicerade aspekter som inte kan reduceras till en teknisk analys. Dessutom finns i många beslutsproblem värde-dimensioner som svårligen låter sig överföras till monetära termer, till exempel respekten för principen om likabehandling oavsett kön eller etnisk bakgrund.

### 3.3.6 En viktig reservation

Det finns i många dokument om den biologiska mångfaldens värden en tendens till glidning mellan värdet av biologisk mångfald i en någorlunda precis mening (t.ex. mätt som genetisk variation eller med antalet arter) och värdet av en fungerande produktion av ekosystemtjänster i största allmänhet. Naturvårdsverkets hemsida erbjuder ett exempel på detta:

#### *Fyra motiv*

Det brukar anges fyra motiv för biologisk mångfald:

#### *Försörjning och välbefinnande*

Biologiska resurser utgör basen för livsuppehållet och mycket av dagens och morgondagens näringsverksamhet. Studier av naturen genererar såväl nya tekniska uppfinningar som ny råvara. Gener är

den yttersta "råvaran" för den bioteknik som nu tillämpas inom läkemedelsindustri, jordbruk, med mera.

#### *Ekosystemtjänster*

Ekosystemen utför många tjänster som tas för givet och därför inte värderas i pengar. Exempel på detta är mikroorganismernas frigörelse av näringsämnen, deras nedbrytning av föroreningar i luft, mark och vatten, insekternas pollinering och vegetationens vattenreglerande effekt.

#### *Estetiska värden*

Naturen har alltid varit en inspirationskälla för människan och ger avtryck inom såväl konsten som litteraturen. Naturen skänker ovärderliga upplevelser, sinnesro och befrämjar hälsan.

#### *Etiska och existentiella värden*

Livets mångfald är ett resultat av miljarder år av evolution. Många människor känner stark olust inför att vår art uttraderar frukten av denna långa utvecklingshistoria. Och vilken rätt har vi att utarma naturresurserna, och därigenom inskränka på framtida generationers utvecklingsmöjligheter? Vi är själva en del av mångfalden. Genom att betrakta och utforska livets mekanismer och utveckling kan vi bättre förstå vår egen roll i tillvaron.<sup>56</sup>

De fyra rubrikerna med tillhörande texter sammanfattar på ett lättillgängligt språk de huvudpunkter som finns i den internationella litteraturen och som har behandlats tidigare i detta kapitel. Man måste dock sätta ett frågetecken för den roll som *den biologiska mångfalden* i mer precis mening tilldelas för dessa tjänster och värden. För den absoluta huvuddelen av människans försörjning och välstånd är det ett relativt litet antal arter som spelar någon roll i så måtto att de utnyttjas direkt som föda, byggnadsmaterial och liknande. Ekosystemtjänsterna är förvisso vitala för vår försörjning, i vissa fall för vår överlevnad, men vilken specifik roll biodiversiteten har är som framgått komplicerat och måste analyseras i den enskilda situationen. För de estetiska upplevelserna kan enskilda arter ibland vara betydelsefulla; det gäller då i första hand de som brukar kallas flaggskeppsarter och som tilldrar sig ett starkt intresse i naturvårdssammanhang.

---

<sup>56</sup> [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se): Vad innebär biologisk mångfald?

Beträffande de etiska värdena är texten måhända väl tillspetsad när den talar om att ”utradera” frukten av evolutionen; ingen förordar ett sådant alternativ.

För att någorlunda rätt värdera den biologiska mångfaldens betydelse specifikt krävs att man sammanfattar vad vi i dag vet om just *diversitetens* effekter på centrala faktorer – stabilitet, viktiga ekosystemtjänster med mera. Detta är ämnet för det följande kapitlet.





## 4 Några stiliserade fakta

Policybildningen inom varje politikområde måste utgå från den aktuella kunskapsbasen inom området i fråga. Den samlade kunskapen innehåller dels tillståndsbeskrivningar som påverkar uppfattningen om vad som är problem inom det aktuella området, dels mer eller mindre väl etablerade, stabila relationer – naturgivna gränser, kausalsamband och liknande – som bildar utgångspunkt för en diskussion om vilka mål som kan anses rimliga för politikområdet och vilka ingrepp som kan bli aktuella för att nå dessa mål. Inom exempelvis hälso- och sjukvårdsområdet får man via statistiken en bild av sjukdomspanoramats och dess utveckling över tid, medan den medicinska vetenskapen ger en uppfattning om olika sjukdomars ursprung, vilka motåtgärder som är tänkbara på kort och lång sikt och vad som kan vara rimliga ambitionsnivåer beträffande befolkningens hälsoläge.

För varje någorlunda komplicerat politikområde krävs för den löpande policybildningen sammanfattningar av både lägesbeskrivningar och generella samband i form av *stiliserade fakta*. Detta är förenklade men rimligt korrekta utsagor som kan tjäna som närmevärden för mer exakta påståenden. Det kan till exempel vara rimligt att föra fram att frekvensen av en viss sjukdom är stigande, även om den är avtagande för en mindre grupp i samhället, liksom det kan vara rimligt att hävda att en stigande alkoholkonsumtion i samhället är ett hälsoproblem, även om alkohol i små mängder för många individer inte är något problem.

Även för miljöområdet, mer specifikt politiken beträffande biologisk mångfald, finns ett behov av stiliserade fakta. Området är komplicerat i kraft av sin gränsöverskridande karaktär. Relevant kunskap finns att hämta inom flera naturvetenskaper – biologi, geologi, kemi, fysik – liksom matematik, för att nämna några. I en diskussion av åtgärder krävs dessutom bidrag från beteendevetenskaper för att svara på frågor av typen hur efterfrågan på

skogsråvara utvecklas under kommande decennier, vilken effekt man får av ett visst naturvårdsbidrag etc.

Att formulera stiliserade fakta är därför svårt. Icke desto mindre är det nödvändigt. Den följande framställningen utgör ett försök att samla några relevanta fakta som underlag för en policydiskussion. Den bygger på monografier, översiktssuppsatser med samma syfte liksom monografier och uppsatser i enskilda ämnen.<sup>57</sup>

#### 4.1 Vad följer av definitionerna?

En naturlig fråga är om det direkt från definitionerna går att dra några slutsatser om hur mångfalden beror av systemets karaktäristika, om systemets stabilitet ökar med ökande mångfald osv. Svaret är att mycket få om ens några sådana generella utsagor är möjliga. Det mesta kräver empiriska studier för att kunna fastställas. Redan en så enkel fråga som hur mångfalden beror av antalet arter kan inte enkelt besvaras. Om man som mått på mångfalden hos ett ekologiskt samhälle väljer antalet arter, är det självklart att mångfalden växer med antalet arter, men detta gäller inte självklart för andra mått. Med Shannons mått på mångfalden<sup>58</sup> är det lätt att konstruera exempel där mångfalden ökar om en art försvinner ur samhället i fråga. Vad som krävs är att en art är mycket dominerande i det ursprungliga samhället och att man sedan den arten har försvunnit får en jämnare fördelning mellan de kvarvarande arternas populationer. Nu är som tidigare konstaterades Shannons mått utan vidare preciseringar inte särskilt ekologiskt meningsfullt. Gör man mer realistiska antaganden om fördelningen mellan populationerna i samhället, till exempel i enlighet med den så kallade *broken stick*-modellen<sup>59</sup>, visar det sig att mångfalden även med detta mått sjunker med minskande antal arter, så som man bör förvänta sig.

Slutsatsen är ändå att de flesta utsagor som kan ha någon betydelse för policydiskussionen är beroende av både observationer och teori för att tolka dessa observationer. En generell svårighet i ekologiska sammanhang är att systems uppträdande beror på så

<sup>57</sup> För översikter, se Millennium Ecosystem Assessment (2003), Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1, kap. 4 och 11; Hooper m.fl. (2005); monografier och enskilda studier, se vidare referenser nedan.

<sup>58</sup> Se avsnitt 2.2.

<sup>59</sup> Modellen har visst empiriskt stöd i samhällen med närbesläktade arter; se t.ex. MacArthur (1960), King (1964) och Kohn (1969) (cit. i Hubbell 2001); se vidare avsnitt 4.7.

många faktorer att det av rent statistiska orsaker kan vara svårt att särskilja effekterna av olika faktorer.

## 4.2 Den tysta majoriteten

Det finns i det allmänna medvetandet en reflex att koppla samman frågan om biologisk mångfald med sällsynta djur och växter – pandor, tigrar och orkidéer. Den reflexen är naturlig mot bakgrund av att mycket av opinionsbildningen kring hithörande frågor har byggts på just sådana exempel. Mer besvärande är att också forskningen lider av en viss snedvridning mot det lättillgängliga – mot terrestra system och mot makroskopiska organismer.<sup>60</sup> Bilden behöver kompletteras.

Omkring hälften av jordens biomassa uppskattas bestå av *mikroorganismer*.<sup>61</sup> Det finns flera orsaker till att mikroorganismerna är viktiga för biosfären: den tidiga utvecklingen under jordens historia, möjligheterna till anaerob tillvaro och liv i andra svåra miljöer (hög temperatur, lågt pH-värde), liksom storleken.<sup>62</sup> Mikroorganismernas kolonisation av andra organismer kan också vara mycket omfattande; man uppskattar att mer än hälften av alla celler i en människokropp saknar cellkärna (prokaryoter), trots att kroppens egna celler i de flesta fall har kärna (eukaryoter).<sup>63</sup> Dessa mikroorganismer är inte att betrakta som föroreningar utan utför ofta viktiga uppgifter i värdorganismen, även om de kan ställa till problem om de kommer ut i blod eller vävnader.

Även om växter synliga för blotta ögat ser ut att dominera den terrestra delen av biosfären, finns mikroorganismer *under jord* i sådan mängd att de binder motsvarande 5 procent av det kol och mer än hälften av det kväve och fosfor som finns i växterna. De organismer som lever under jord spelar stor roll för biosfärens näringscykler. De flesta växter har någon form av symbiotisk relation med svampar (så kallad *mykorrhiza*). Kvävefixerande organismer är viktiga i jordbruket. Såväl mikroorganismer som insekter och andra leddjur under jord spelar stor roll för

---

<sup>60</sup> Se Irish & Norse (1996), France & Rigg (1998), Wall et al. (2004) för en utveckling av denna kritik.

<sup>61</sup> Whitman m.fl. (1998).

<sup>62</sup> Staley i Staley & Reysenbach (ed.) (2002).

<sup>63</sup> Savage (1977), cit. i Salyers & Shipman (2002).

nedbrytningsprocesserna och därmed för sådana makrofenomen som molnbildning och växthuseffekten.<sup>64</sup>

Biomassan *i haven* ligger några storleksordningar under den terrestra; Cohen (1994) uppskattar den marina till motsvarande 2 gigaton och den terrestra till 560 gigaton. Tidigare skattningar av biodiversiteten i haven har också varit ganska försiktiga.<sup>65</sup> Den nivå på diversiteten som på senare år skattats med hjälp av DNA-baserade tekniker har dock lett till en revidering uppåt,<sup>66</sup> och nyligen har Venters forskarlag redovisat prover tagna till havs som antyder mycket höga nivåer.<sup>67</sup>

Sammanfattningsvis finns en betydande och ekologiskt viktig biodiversitet bland mikroorganismer, under jord och i vatten som inte riktigt får det utrymme den förtjänar vare sig i den allmänna debatten eller i forskningen. För svenskt vidkommande är situationen vad gäller kunskapen om den marina mångfalden sannolikt relativt sett bättre, eftersom problemen i Östersjön och Västerhavet under ganska lång tid har tilldragit sig intresse både bland forskare och beslutsfattare. Dock saknas fortfarande grundläggande kunskap om de marina ekosystemen; bland annat upptäcks ständigt nya arter.

En snedvriden bild av biodiversiteten är riskabel, eftersom de åtgärder man vidtar i syfte att bevara den kan bli missriktade eller i värsta fall kontraproduktiva. Felen kan gå åt båda hållen; man löper risken att vidta kostsamma åtgärder som är ointressanta, samtidigt som man försummar verkligt betydelsefulla problem. Ett exempel på det sistnämnda ges av Lovelock när han pekar på kontinentalsocklarnas sannolikt stora betydelse för biosfärens processer och de risker som nu förutsedd ekonomisk exploatering av dessa kontinentalsocklar kan medföra.<sup>68</sup>

### 4.3 Biologisk mångfald och stabilitet

Debatten om sambandet mellan biodiversitet och ekosystemstabilitet har pågått länge. May gick i början av 1970-talet emot rådande konsensus när han argumenterade för att stabiliteten hos

---

<sup>64</sup> Robertson et al. (2000).

<sup>65</sup> Williamson (1997).

<sup>66</sup> Suzuki & DeLong (2002).

<sup>67</sup> Rusch et al. (2007).

<sup>68</sup> Lovelock (1979), kap. 6.

ett ekosystem snarast är negativt relaterad till antalet arter.<sup>69</sup> Goodman menade att den empiriska litteraturen inte gav stöd för något positivt samband mellan diversitet och stabilitet och att Mays teoretiskt härledda resultat därför kunde vara korrekta.<sup>70</sup> McNaughton kritiserade detta på basis av annan empirisk litteratur.<sup>71</sup>

Här som i andra sammanhang är det viktigt att precisera vad man menar med begreppet stabilitet. Även om man begränsar sig till dynamisk stabilitet – väsentligen hur en viss variabel förändras över tiden sett i relation till sitt medelvärde – kan man få olika svar på frågan beroende på vilken definition man väljer. Man kan vara intresserad av hur en viss art utvecklas över tiden; alternativt kan det vara något aggregat av arter eller till och med hela biomassan hos ett ekologiskt samhälle som ligger i fokus. Med denna precisering kan frågan om sambandet mellan komplexitet och stabilitet nu sägas vara ganska entydigt besvarad, och den tidigare oenigheten framstår som en följd av att man har talat om olika saker.<sup>72</sup> Stabiliteten hos biomasseaggregatet växer med antalet arter, av flera orsaker, medan den är svagt avtagande för enskilda arter, således i enlighet med Mays teoretiskt framräknade resultat.

Det finns flera anledningar till att stabiliteten hos ett aggregat kan förväntas öka med antalet arter inom aggregatet:

- *Statistisk medelvärdesbildning*: Om man summerar ett antal oberoende slumpmässigt varierande storheter, kommer summans varians i relation till sitt medelvärde att minska med ökat antal variabler.<sup>73</sup> Detta är en rent matematisk-statistisk effekt, som inte har med det ekologiska sammanhanget att göra.
- *Negativ samvariation*: Arter som delvis konkurrerar om samma ekologiska utrymme kommer inte att variera oberoende av varandra utan samvariera negativt; när en art ökar i antal, minskar de övriga och vice versa. Detta gör att variansen hos aggregatet blir ännu mindre än om de vore oberoende.

Om man med stabilitet i stället avser motståndskraft mot vissa klasser av störningar, blir ytterligare några varianter relevanta:

---

<sup>69</sup> May (1974).

<sup>70</sup> Goodman (1975).

<sup>71</sup> McNaughton (1977).

<sup>72</sup> Kinzig et al. (ed.) (2001), kap. 2.

<sup>73</sup> Variansen kommer att avta som  $1/\sqrt{N}$ , där  $N$  är antalet variabler.

- *Motståndskraft mot invasioner*: Om det ekologiska utrymmet i ett samhälle är någorlunda välfyllt, blir det svårare för främmande arter att etablera sig.
- *Motståndskraft mot sjukdomar*: Parasiter kan vara mer eller mindre specialiserade, men generellt sett är sannolikheten för att någon art skall vara resistent större ju fler arter som återfinns i samhället.

Begreppet resiliens används ofta i detta sammanhang, tyvärr utan att man preciserar dess innebörd.<sup>74</sup> Begreppet har av Pimm definierats som den tid som ett stort ekosystem kräver för att återvända till sitt jämviktsläge.<sup>75</sup> Holling och andra har definierat det som ett systems förmåga att absorbera eller till och med utnyttja störningar, vilket kan kräva att systemet har olika jämviktstillstånd att röra sig mellan.<sup>76</sup> Den första betydelsen kan vara relevant exempelvis då en fågelart förlorar en stor del av sin population under en extremt kall vinter. Den andra betydelsen är aktuell vid större störningar i systemets omgivning, till exempel ökad kvävetillförsel eller kontinuerlig exploatering av ett fiskbestånd, men kan också genereras periodiskt av systemets egen dynamik. Den senare betydelsen torde vara den intressantaste för de flesta policydiskussioner, helt enkelt därför att det ostörda jämviktsläget efter en störning ofta inte längre existerar som en möjlighet.

Bakom flera av dessa faktorer finns en *försäkringsaspekt*, med innebörden att ekologiskt samhälle med flera arter har en sorts överkapacitet (redundans) gentemot ett bredare spektrum av påfrestningar än ett samhälle bestående av få arter.

Även i detta sammanhang går det att hitta motexempel. När flera nivåer i en näringsväv samverkar positivt, kan stabiliteten både hos de ingående arterna och aggregatet minska. Exempel på detta är återkommande utbrott av parasitangrepp när biomassan hos den art som parasiten lever på har vuxit tillräckligt.<sup>77</sup> I Millennium Ecosystem Assessment hävdas också, måhända något överraskande, att områden med hög artrikedom (*hot spots*) skulle vara mer känsliga för invasioner än artfattigare områden.<sup>78</sup>

---

<sup>74</sup> För en översikt över litteraturen, se Miljövårdsberedningen (2002).

<sup>75</sup> Pimm (1991).

<sup>76</sup> Holling (ed.) (1978).

<sup>77</sup> Ett klassiskt, välstuderat exempel är vecklaren *Choristoneura fumiferana*; Holling (1978).

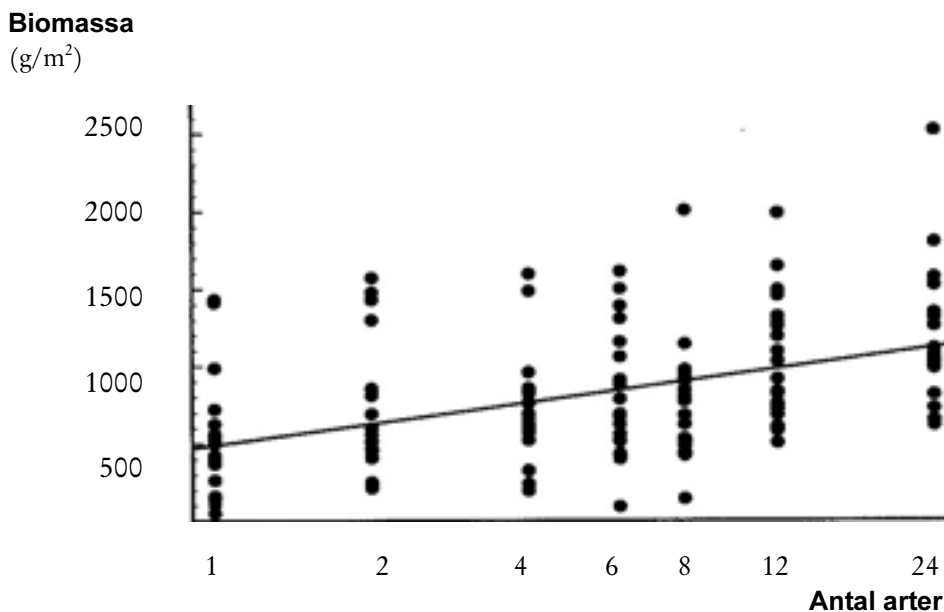
<sup>78</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1 s. 299.

Sammanfattningsvis råder i dag relativt bred enighet om att stabiliteten hos ett aggregat av arter ökar med ökande biodiversitet, åtminstone så länge den grundläggande strukturen hos näringsväven förblir oförändrad, medan stabiliteten hos en enskild art snarast minskar med ökande diversitet.

#### 4.4 Biologisk mångfald och biomasseproduktion

Redan Darwin noterade i *Origin of species* 1859 att artrika samhällen bör ha en högre biomasseproduktion per ytenhet, och han gav också exempel från jordbruket till stöd för sin tes. Den naturliga förklaringen är att det ekologiska rummet i olika dimensioner kan förväntas bli effektivare utnyttjat med fler arter på plats; detta gäller då arter med någorlunda näraliggande egenskaper. Darwins tes kan också sägas få stöd i en relativt samstämmig modern empirisk litteratur. Ett exempel på uppmätta samband mellan artantal och produktivitet visas i figuren nedan.

Figur 4.1 Exempel på samband mellan antalet arter och mängden biomassa i gräsmarksbiotoper. Antalet arter (x-axeln) mäts på en logaritmisk skala



Källa: Kinzig et al. (ed.) (2001).

Som framgår av figuren växer den biologiska produktiviteten mätt som växttäcket omfattning eller mängden biomassa per ytenhet med antalet arter. De statistiskt härledda sambanden är approximativt log-linjära, vilket innebär att produktiviteten växer ganska långsamt med ökande artantal; kapaciteten för ytterligare produktivitetshöjningar är i stort sett uttömd när antalet arter passerat något tiotal. Noteras bör att spridningen även i dessa kontrollerade experiment är ganska stor. Det finns också undantagsvis observationer där produktiviteten inte stiger med artantalet.

Det kan finnas flera förklaringar till att produktiviteten hos ett ekosystem stiger med ökande diversitet:

- *Komplementaritet*: Detta var den effekt som Darwin identifierade och som alltså har sitt ursprung i att de olika organismerna tillsammans utnyttjar det tillgängliga ekologiska utrymmet effektivare. Varje art kan definieras genom det toleransband det har i ett antal olika dimensioner – vattentillgång, pH-värde, ljusförhållanden osv. Två arter har aldrig precis samma nisch, vilket innebär att ett större antal arter tillsammans täcker en större kollektiv nisch.
- *Samverkan*: Samverkan mellan olika arter blir viktigare om man vidgar perspektivet till arter som inte är näraliggande utan tillhör olika nivåer i näringsväven. Den kan variera mellan enkla former – att djur som äter delar av en växt får med sig frön i pålsen och bidrar till spridningen – och mer komplicerade, som mykorrhiza eller högt specialiserade samspel i fortplantningen.
- *Samplingseffekten*: Detta är en rent statistisk effekt; ett ekosystem med fler arter innehåller helt enkelt med större sannolikhet någon art som har högre egen produktivitet eller påverkar andra arters produktivitet positivt.

Dessa effekter kan vara aktiva samtidigt och kan ha olika relativ styrka i olika situationer.

Tre generella kommentarer bör göras i detta sammanhang. För det första är det en allmän observation att det är minst lika viktigt vilka dominerande arter som finns representerade i systemet som hur många arter det finns totalt.<sup>79</sup> Ett system bestående av en eller ett par högproduktiva arter kan ha högre produktivitet än ett slumpmässigt urval med fler arter representerade. För det andra

---

<sup>79</sup> Hooper et al. (2005), s. 11, med vidare referenser.



framstår diversiteten med avseende på funktionella grupper som väsentligt viktigare än diversiteten inom varje grupp.<sup>80</sup> Det totala antalet arter blir därför i detta sammanhang en ganska ofullgånge mätare på ekosystemets diversitet. För det tredje påverkas produktiviteten av ett antal yttre faktorer – tillgång på vatten och näring, ljusförhållanden med flera – som har en direkt effekt också på artantal och artsammansättning. Rikligare tillgång till näring, som i sig ökar produktiviteten, leder inte sällan till färre arter, eftersom de mest livskraftiga arterna konkurrerar ut andra. Sambandet mellan produktivitet och diversitet blir därför svagt i naturligt förekommande system.

Sammanfattningsvis förefaller det finnas ett positivt samband mellan biodiversitet och produktivitet. För praktiska policydiskussioner är det dock nödvändigt att precisera i vilken betydelse begreppet diversitet används och vilken aspekt av produktiviteten som är av betydelse i sammanhanget. Det centrala är att de väsentliga ekosystemfunktionerna är representerade och att de förekommande arterna är väl anpassade till den omgivande miljön. Det generella sambandet mellan produktivitet och antalet arter framstår som svagt.

#### 4.5 Andra ekosystemtjänster

Vid sidan av de fundamentala aspekterna produktion av biomassa och stabilitet finns ett antal andra ekosystemtjänster som i större eller mindre utsträckning beror av nivån på biodiversiteten:

##### *Pollinering och fröspridning*

Värdet av pollinering är som tidigare konstaterats stort. De flesta växter kan pollineras av mer än en art, varför bortfall av en art normalt leder till minskad men inte utebliven pollinering. Pollinering genom tambin minskar i många länder, på grund av både minskad biodling och parasiter som varroakvalster, vilket gör att pollinering genom vilda arter blir allt betydelsefullare. Det är svårt att uppskatta hur pollineringen genom vilda arter utvecklas, men det finns ett flertal rapporter om minskningar.<sup>81</sup>

---

<sup>80</sup> Hooper & Vitousek (1997).

<sup>81</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1 s. 313, med vidare referenser.

Många trädararter i tropiska men också tempererade skogar är beroende av djur för fröspridningen. Effekterna för människan av försämrade fröspridning kan bli kännbara, eftersom många arter är ekonomiskt betydelsefulla. Minskade djurpopulationer kan få oproportionerligt stora effekter för vissa trädararter, eftersom djur normalt föredrar vissa arter som föda och de minst uppskattade då kan förlora denna spridningsväg helt.

#### *Reglering av skadeorganismer*

Parasitsteklar, predatorer, svampar och mikroorganismer svarar för en mycket omfattande reglering av potentiella skadeorganismer på grödor, husdjur och människa. Denna naturliga biologiska kontroll är i omfattning många gånger viktigare än den reglering genom pesticider som människan utövar.

#### *Lokal och global klimatreglering*

Vegetationens sammansättning spelar stor roll för avdunstning, vindförhållanden och temperatur och påverkar därmed det lokala klimatet. En lokal kalavverkning, som i en tempererad skog inte behöver få så allvarliga effekter, kan i en tropisk skog vara irreversibel. En kalavverkning är en kalavverkning oavsett vilka träd som växte på platsen, men möjligheten till återbeskogning genom selektiv avverkning får ändå sägas vara större med fler trädararter representerade.

Global klimatpåverkan genom kolfixering beror på produktiviteten och därigenom också i någon mån på biodiversiteten. Medveten kolfixering genom trädplantering torde dock gynnas mer av val av trädsorter än av diversiteten som sådan. Det finns indikationer på att kolfixeringen i haven påverkas positivt av nivån på biodiversiteten, helt enkelt därför att fler arter innebär att fler ekologiska nischer kan exploateras.<sup>82</sup>

---

<sup>82</sup> Ducklow et al. (2001).

*Vattenrening*

Mikroorganismer utför ett viktigt arbete i att rena dricksvatten från kväve (denitrifiering) och giftiga substanser. Det är dock inte generellt känt hur många arter det behövs i naturen för att dessa funktioner skall upprätthållas effektivt. Mikroorganismer kan också utnyttjas selektivt för spillvattenbehandling och inom processindustrin.<sup>83</sup> Förutsättningarna att hitta sådana användbara mikroorganismer ökar givetvis med ökad naturlig biodiversitet.

---

<sup>83</sup> Kuo & Garrity (2002).

*Vattenförsörjning: exemplet Södra Afrika*

Ett storskaligt exempel på biodiversitetens betydelse för den storskaliga vattenförsörjningen finns i Södra Afrika.

**Figur 4.2** Sydafrikas och Lesothos biom. Gräsmark täcker omkring 30 procent av den totala ytan



**Källa:** Driver et al. (2005).

Södra Afrika är en torr region. I huvuddelen av regionen är den naturliga avdunstningen större än nederbörden. Bergsmassivet Maloti-Drakensberg, beläget i gränslandet mellan den självständiga staten Lesotho och de sydafrikanska delstaterna KwaZulu-Natal och Östra Kapstaten, är en av de få delar av regionen där nederbörden väsentligt överstiger den naturliga avdunstningen. Tillrinningen från Maloti-Drakensberg står för 25 procent av Sydafrikas färskvattenförsörjning och merparten av Lesothos. Vattnet omfördelas dels naturligt via floder, dels artificiellt via

dammar och kanaler till regioner med underskott på nederbörd, inklusive de mycket torra västra delarna av Sydafrika. Dammar räcker emellertid inte för att omfördela tillräckliga mängder för hela året. Den naturliga lagringsförmågan hos de gräsmarker som dominerar östra Sydafrika och Lesotho är därför centrala för hela landets vattenförsörjning.

Nederbörden är ojämnt fördelad över året, med kraftiga regn på sommaren och snöfall på vintern. Direkt avgörande för ländernas vattenförsörjning blir kärnområdets förmåga att tillgodogöra sig nederbörden. Den förmågan beror i sin tur kritiskt på vegetations-täcket. Där marken är väl täckt, hejdas regndropparna på väg mot markytan, och vattnet kan penetrera marken för att rinna vidare via grundvatten eller bäckar och åar. Där vegetationstäcket är tunt eller obefintligt, träffar regndropparna marken direkt och rinner längs ytan. Den direkta avrinningen och avdunstningen blir större. Vattnet tar också med sig en del av ytjordlagret, vilket både försämrar förutsättningarna för växtligheten och ökar slamhalten i floder och dammar. Effekten är dessutom självförstärkande. När regndropparna träffar marken med hög hastighet, sker en fysikalisk separation mellan den finkorniga leran och det grövre materialet. När marken så småningom torkar, stelnar leran till ett mycket hårt ytlager där växtligheten får svårt att återetablera sig, samtidigt som avrinningen ökar ytterligare.<sup>84</sup>

Hoten mot vegetationsstäckets integritet är flera:

- *Överbetning*: Boskapsskötsel spelar stor roll i den lokala ekonomin. Stigande inkomster omsätts i större boskapshjordar, eftersom boskap är den traditionella formen för förmögenhet och nära knutet till social status. Exemplet visar att miljöproblem i utvecklingsländer inte alltid, som så ofta hävdas, är knutna till fattigdom utan kan ha ett positivt samband med inkomstutvecklingen.
- *Andra skötselfaktorer*: Brand är ett naturligt inslag i regionen, och floran och faunan är anpassade till återkommande bränder. Den styrda frekvensen av bränder, anpassad till jordbrukssektorns behov, ligger dock högre än den naturliga. Antalet oplanerade bränder har dessutom visat en tendens att öka.

---

<sup>84</sup> Andrew Skowno, pers. medd.

- *Uppodling*: Den växande befolkning kräver en ökad jordbruksproduktion, och ekologiskt betydelsefulla marginella jordar tas i anspråk.
- *Främmande arter*: Vissa främmande arter är etablerade sedan länge, till exempel en australisk akacia (*black wattle*), medan andra är av senare datum och saknar program för begränsning och bekämpning. Inhemskas arter ersätts ibland med importerade gräsarter på betesmark för att öka avkastningen; det är omstritt huruvida den strategin är uthållig eller inte.<sup>85</sup>
- *Klimatförändringar*: Klimatförändringarna till följd av ökande halt av växthusgaser i atmosfären väntas få betydande konsekvenser för Sydafrika.<sup>86</sup> Effekterna är dock större i de västra delarna av landet än de östra (lägre nederbörd). Omkring halva landet beräknas vid mitten av seklet ha klimatförhållanden som i dag inte finns representerade i landet (se figur 4.3).
- *Ofullgångna marknader*: Vissa av regionens tillgångar kan utgöra basen för uthållig ekonomisk exploatering, men de nödvändiga restriktionerna iakttas inte alltid. Vissa delar av den fattiga befolkningen integreras inte i den formella ekonomin.
- *Illa fungerande styrning*: Både Sydafrika och Lesotho har en relativt kraftfull miljölagstiftning, som dock kan vara svår att omsätta i praktiken. De traditionella auktoritetsstrukturerna fungerar inte alltid harmoniskt tillsammans med en modern centraladministration med ett demokratiskt uppdrag.

Sammanfattningsvis är Maloti-Drakensberg ett ovanligt tydligt exempel på hur direkt eller indirekt biodiversitetsrelaterade aspekter på ett större områdes ekologiska skötsel kan ha betydande effekter på en så central funktion som ett lands vattenförsörjning. Biodiversiteten – antalet arter, vilka arter, växttäcket täthet – är som framgått en av flera faktorer av betydelse hos de aktuella ekosystemen, men det går knappast att ange precis hur viktig den är. Om betningstrycket blir tillräckligt högt, kommer vegetations-täcket att nötas ner oavsett hur väl man lyckas bevara den inhemska biodiversiteten.

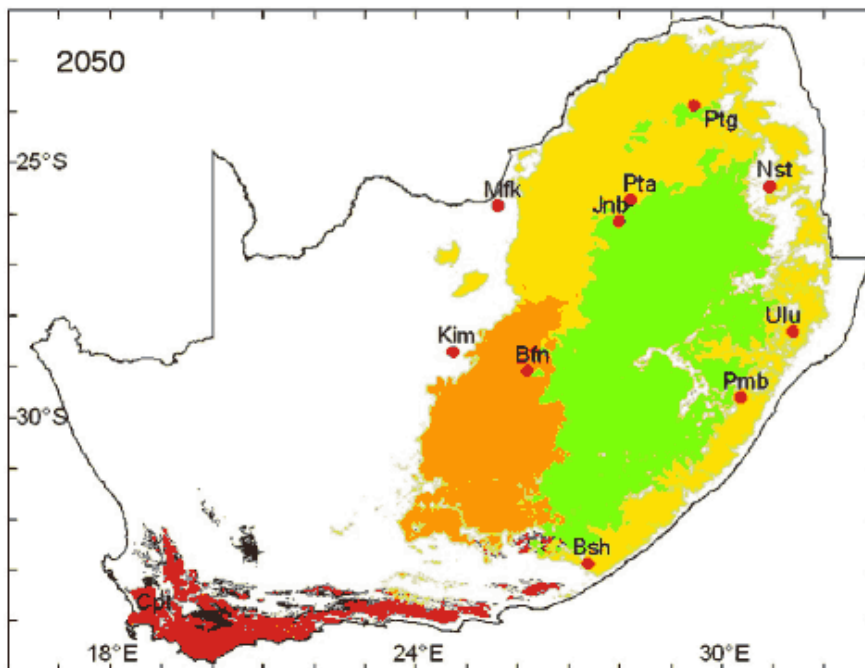
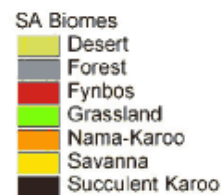
---

<sup>85</sup> Richard Lechmere-Oertel, pers. medd.

<sup>86</sup> Schulze & Perks (2000).

Figur 4.3 Beräknade förändringar av Sydafrikas biom till följd av beräknade klimatförändringar till år 2050, baserade på en höjning av koldioxidhalten i atmosfären till 550 ppm. De vita områdena betecknar klimatförhållanden som i dag inte finns representerade i landet

The biomes of South Africa in the year 2050  
Predictions are based on climate changes brought on by an increase in the concentration of atmospheric carbon dioxide to 550 ppm



White areas represent climatic conditions not encountered in South Africa today

**Källa:** South African National Biodiversity Institute, Pretoria.

### Andra tjänster

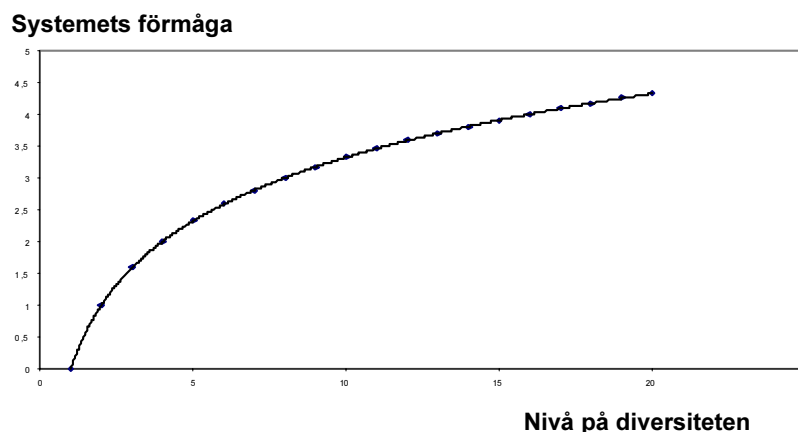
Åtskilliga smittsamma sjukdomar överförs till människan från djurarter som antingen hålls som husdjur eller som har anpassat sig till människan. Med fler vilda arter i omgivningen som kan fungera som värddjur för parasiter kan risken för att parasiterna förs över till husdjur som kommer i kontakt med människan minska.

Effekten är dock generellt osäker; med hög täthet av vilda djur ökar samtidigt antalet värddjur för parasiterna, vilket ger en effekt i andra riktningen. Vilken effekt som dominerar beror på lokala förutsättningar.

## 4.6 Mättnadsfunktionen

Som framgått av avsnitt 4.4 är sambandet mellan nivån på biodiversiteten och produktionen av biomassa inte linjärt; i allmänhet växer produktionen med ökande diversitet, men den växer långsammare ju högre nivån på diversiteten är. Det föreligger alltså en *mättnad*, matematiskt ofta uttryckt med ett logaritmiskt samband mellan diversitet och produktion. Schematiskt kan sambandet åskådliggöras som i nedanstående diagram.

**Figur 4.4 Schematiskt samband mellan nivån på biodiversiteten och systemets produktionsförmåga**



Det finns anledning att fråga sig hur generellt ett sådant samband är. I Millennium Ecosystem Assessment görs ett försök att för de olika identifierade ekosystemtjänsterna och de mekanismer som är aktiva i respektive sammanhang – totalt 20–25 stycken – beskriva hur sambandet mellan nivån på diversiteten och förmågan att producera respektive tjänst ser ut. Resultatet sammanfattas i nedanstående tabell.



Tabell 4.1 Ekosystemtjänsternas beroende av nivån på den biologiska mångfalden

Ekosystemtjänst	Huvudsaklig komponent av biodiversitet	Hur tjänsten beror av nivån på biodiversiteten
<i>Stödtjänster</i>		
Primärproduktion	Funktionell sammansättning på växtligheten	Beror mer av vilka arter som är företrädda än antalet arter. I system med låg diversitet föreligger mättnad.
	Artrikedom hos växtligheten	Mättnad
Stabilitet i primärproduktionen	Genetisk mångfald	Mättnad
	Artrikedom	Mättnad
	Funktionell sammansättning	Vilka arter som är företrädda är viktigare än antalet arter. Mättnad vad avser de icke dominanta arterna.
Habitatförsörjning	Habitatmångfald: rumslig fördelning, storlek och form hos landskapsenheter	Komplex samband
	Funktionell sammansättning hos växtligheten	Komplex samband; vilka arter som är företrädda är viktigare än antalet arter
	Artrikedom	Mättnad
<i>Regleringstjänster</i>		
Resistens mot invasioner	Artsammansättning	Komplex samband; vilka arter som är företrädda är viktigare än antalet arter.
	Landskapsenheters inbördes läge	Komplex samband; storlek och utseende hos lämpliga korridorer olika för olika arter.
	Artrikedom	Resistensen ökar när antalet lediga nischer minskar.
Pollinering	Funktionell sammansättning hos växtligheten	Komplex samband; vilka arter som är företrädda är viktigare än antalet arter.
	Artrikedom bland pollinatörer	Linjärt samband eller mättnad
	Landskapsenheters inbördes läge och storlek	Mättnad
Klimatreglering	Landskapsenheters inbördes läge och storlek	Tröskeleffekt för storleken (ca 10 km diameter)
	Funktionell sammansättning hos växtligheten	Albedoeffekten (reflektion) beror av växttäcket (täthet och funktionell sammansättning).
Kolfixering	Landskapsenheters inbördes läge och storlek	Mättnadsfunktion av landskapsenheternas storlek

	Artrikedom	Mättnad
Kontroll av skadliga organismer inom jordbruket	Genetisk mångfald hos grödan	Snabb mättnad
	Artrikedom hos gröda, ogräs och ryggradslösa djur	I allmänhet mättnad, men mer komplext samband för vissa arter
	Landskapsenheters inbördes läge och storlek	Mättnadsfunktion av landskapsenheterernas storlek

**Källa:** Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1, tabell 11.1.

Av sammanställningen framgår att ett mättnadssamband föreligger i omkring två tredjedelar av de beskrivna tjänsterna och mekanismerna, och att det i övriga fall beror mer på vilka arter som är företrädade än hur många, eller att sambandet är allmänt komplext eller okänt. För policyändamål är detta en viktig slutsats. I praktiskt förekommande beslutsproblem handlar det för de system som uppvisar ett mättnadssamband om att avgöra var på kurvan man befinner sig – på den flacka, övre delen eller på den branta. Detta möjliggör också en mer kvalificerad tillämpning av försiktighetsprincipen, eftersom risken eller kostnaden förknippad med en förlust av biodiversitet beror av den aktuella nivån (se vidare avsnitt 5.1).

#### 4.7 Sällsynta arter

Sällsynta arter spelar stor roll både i den allmänna opinionsbildningen kring biologisk mångfald och har betydelse också i praktisk politik. Upptäckt av en ny art i ett län leder ofta till en notis i lokaltidningen. Röddlistan – det internationella inventariet av sällsynta och hotade arter med nationellt anpassade varianter i de länder som är involverade i det internationella arbetet kring biologisk mångfald<sup>87</sup> – har betydelse för det praktiska arbetet genom att bland annat utgöra en del av underlaget till beslut om bevarandeåtgärder av olika slag. Det är därför en central fråga vad som bör vara en naturlig fördelning mellan olika arters relativa betydelse i ett ekologiskt samhälle. Hur stort utrymme upptar normalt de vanligaste arterna? Hur sällsynta är sällsynta arter? Mer konkret: om man gör uppskattningen att en viss ö kan hysa 1 000

<sup>87</sup> För den senaste svenska versionen, se Gärdenfors (ed.) (2005).

växtätare, bör man då förvänta sig 1 000 individer av en och samma art eller 50 arter med 20 individer vardera? Eller är det mer sannolikt med en fördelning där några få arter dominerar och det därutöver finns ett större antal mer sällsynta arter?

Statistiska modeller för problemet utarbetades på 1930- och 40-talen.<sup>88</sup> Som redan har konstaterats fungerar den så kallade *broken stick*-modellen ibland ganska väl för att beskriva fördelningen. Som namnet antyder beskriver modellen fördelningen på storleken hos bitarna av en stav som bryts slumpmässigt. Modellen är generell och har förutom på ekologiska problem använts för att beskriva fördelningen av väljarsympatier inom en valmanskår på de olika partierna. En modern teori för att lösa problemet har presenterats av Hubbell.<sup>89</sup> Hans *Unified theory of biodiversity and biogeography* utgår från ett minimum av antaganden och lyckas väl med att reproducera fältobservationer med stor geografisk spridning. I korthet kan teorin sammanfattas med följande:

- Antalet arter inom en trofisk nivå och fördelningen mellan dessa kan härledas från ett litet antal grundantaganden. Den stationära fördelningen av populationsstorleken hos olika arter kan visas bero på två fundamentala parametrar, artnybildningshastigheten och migrationsintensiteten.
- För isolerade ekosamhällen (exempelvis öar på stort avstånd från större landmassor) är både antalet vanliga arter och antalet sällsynta arter lågt.
- För ekosamhällen med mer kontakt med omvärlden och därmed högre immigration är framför allt antalet sällsynta arter relativt högt (se figur nedan).
- En låg immigration räcker för att hålla en art vid liv i ett lokalt samhälle om arten i fråga är rimligt vanlig i det metasamhälle där det lokala samhället ingår.

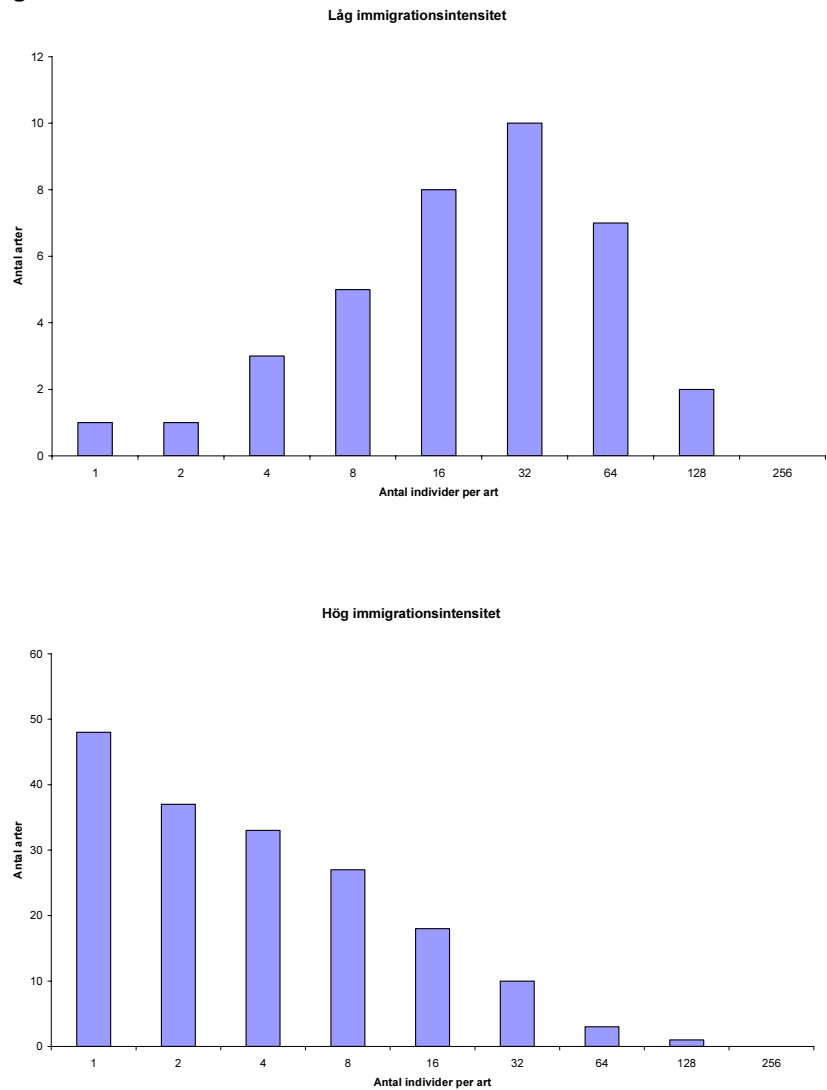
Resultaten illustreras i nedanstående diagram.

---

<sup>88</sup> Motomura (1932), Fisher et al. (1943), Preston (1948), cit. i Hubbell (2001).

<sup>89</sup> Hubbell (2001); se också Bramson et al. (1998), Etienne & Alonso (2006).

**Figur 4.5 Matematisk beskrivning av fördelningen av den totala populationen i ett ekologiskt samhälle på delpopulationer hörande till olika arter. De båda fallen representerar olika intensiv kommunikation med metapopulationerna i den region som samhället hör till; det övre diagrammet representerar högt utbyte, det nedre lågt**



**Källa: Hubbell (2001).**

En för bevarandepaxis viktig observation är alltså att i ekologiska samhällen med någorlunda väl utvecklad kommunikation med om-

världen kommer det att finnas tämligen många sällsynta arter, beroende på att arter från omgivningen hela tiden utsätter det aktuella samhället för kolonisationsförsök. I takt med att observationserierna från fältundersökningar under senare decennier har blivit mer utsträckta i tid och rum är detta just vad som har observerats.<sup>90</sup> Värde att notera är också slutsatsen att det räcker med en tämligen låg immigrationsintensitet från den omgivande regionen för att en art skall upprätthållas (om än på låg nivå) eller kunna återkolonisera ett förlorat territorium.

En konsekvens av resultaten i föregående avsnitt är att de mest sällsynta arterna *inom en grupp av konkurrerande arter* inte är särskilt betydelsefulla för den funktion som denna grupp upprätthåller inom det ekologiska samhället i fråga. De sällsynta arterna representerar helt enkelt en mycket liten del av den totala biomassan, samtidigt som de funktionellt är mer eller mindre utbytbara med sina konkurrenter inom gruppen. Det finns också annat stöd för att de enskilda arterna inom funktionella grupper inte heller är särskilt betydelsefulla för den funktion som gruppen är bärare av. Fonseca och Ganada har i en modellbaserad studie visat att 75 procent av arterna inom ett sydamerikanskt växtsamhälle kunde elimineras innan den första funktionella gruppen försvann, under förutsättning att utslagningen var slumpmässig.<sup>91</sup> Det finns å andra sidan exempel på ekologiska samhällen där varje funktion tycks upprätthållas av ganska få arter.<sup>92</sup> Östersjön är ett sådant,<sup>93</sup> framför allt beroende på de speciella salthaltsförhållanden som råder här. Östersjöns bräckvatten har för hög salthalt för de flesta sötvattensarter och för låg för de flesta saltvattensarter, samtidigt som innanhavet har existerat för kort tid för att några nya, lokalt anpassade arter skall ha kunnat utvecklas i någon större utsträckning.

Ovanstående resonemang innebär inte att sällsynta arter generellt inte kan vara viktiga för ett ekologiskt samhälle. Större rovdjur kan ha mycket stor betydelse för ett ekosamhälles artfördelning och dynamik.<sup>94</sup> Rovdjur eller andra djur som finner sig högt upp i en näringskedja nämns ofta som exempel på *funktionella nyckelarter*, det vill säga arter vilkas betydelse för ekosystemets funktionsätt är större än vad deras antal eller

<sup>90</sup> Hubbell (2001), s. 47.

<sup>91</sup> Fonseca & Ganada (2001).

<sup>92</sup> Micheli & Halpern (2005).

<sup>93</sup> Elmgren & Hill (1997).

<sup>94</sup> Ray m.fl. (ed.) (2005).

samlade biomassa skulle låta förmoda.<sup>95</sup> Det är å andra sidan viktigt att notera att inte alla arter som tilldrar sig uppmärksamhet från en bredare allmänhet och får motivera reservatsbildningar – bergsgorillor, noshörningar och pandor – automatiskt hör hemma i områden med hög biodiversitet. Reservat tillkomna för att skydda dessa arter skapas i själva verket ofta i områden med låg biodiversitet.<sup>96</sup>

Det kan också finnas sällsynta arter som är *latent* viktiga. En specialiserad parasit (t.ex. en stekel) kan föra en ganska undanskymd tillvaro under normala omständigheter men få en mycket snabb populationstillväxt om dess prefererade värdjur skulle växa kraftigt i antal. Om värdjuret i fråga är ett skadedjur inom odlingen, kan den sällsynta stekeln spela en viktig roll för att begränsa skadorna.<sup>97</sup> En annan användning av en sällsynt art kan vara rollen som *indikatorart*, dvs. en art som i sig kanske inte är särskilt viktig för ekosystemets funktion i stort men där dess närvaro eller frånvaro på en plats kan indikera närvaro eller frånvaro av ett flertal arter som sammantaget är betydelsefulla. Den vitryggiga hackspetten nämns ibland som exempel på en art som indikerar gammal lövskog.<sup>98</sup>

En aspekt av betydelse är utvecklingen över tiden. I de hotbedömningar som ingår i de så kallade rödlistningarna (se avsnitt 4.9) skattas inte bara populationers storlek och utbredning utan också hur populationerna utvecklas över tiden. Om en viss art uppvisar en stadig minskning över längre tid, uppfattas detta som ett större problem än om den är sällsynt på en någorlunda stabil nivå.

## 4.8 Betydelsen av fragmentering

Det finns en mycket omfattande litteratur om effekterna av fragmentering av habitater. Millennium Ecosystem Assessment räknar upp ett drygt trettiotal olika kanteffekter med olika penetrationsdjup som uppträder vid avverkning av regnskog, varav många är negativa.<sup>99</sup> Det finns dock anledning att skilja mellan fragmentering och förlust av habitater. Fahrig menar i en

<sup>95</sup> Det kan dock i praktiken vara svårt att avgöra hur central en viss art är för ett ekosystems funktion; se Konar (2000) beträffande havsuttern.

<sup>96</sup> Swanson et al. (2001), Kontoleon & Swanson (2003).

<sup>97</sup> Exemplet från Urban Emanuelsson (pers. medd.).

<sup>98</sup> Naturvårdsverket(2005).

<sup>99</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1 s. 310.

översikt<sup>100</sup> att flertalet författare inte har skilt mellan *fragmentering* och *förstöring* av habitater; effekterna kan vara svåra att separera statistiskt, eftersom fragmentering och förstöring ofta uppträder samtidigt. Förstöring har odiskutabelt negativa effekter på biodiversiteten. Fragmentering har åtminstone på kort sikt svagare effekter, och måttlig fragmentering kan i vissa situationer till och med vara positiv. Många svenska ekologiska studier pekar också på störningars och kantzoners betydelse för diversiteten.<sup>101</sup>

Fragmentering leder dock till ökad grad av isolering, vilket försvårar en återkolonisation som skulle kunna motverka lokala utdöenden till följd av biotopförstöring. Biotopförstöring och fragmentering av sammanhängande landskap är därför på många håll ett stort naturvårdsproblem; mängden habitater för att kunna upprätthålla en minsta livskraftig population redan har underskridits för många arter.<sup>102</sup> En studie av det finska skogsekosystemet visar att detta gäller för minst 1 000 arter.<sup>103</sup>

## 4.9 Lägesbeskrivningar

Till kategorin stiliserade fakta hör också sammanfattande beskrivningar av läget i landet och internationellt, som ett underlag både för bedömningar av lägets allvar och för diskussioner av prioriteringar på global nivå.

### 4.9.1 Det internationella läget

#### *Millennium Ecosystem Assessment*

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) belyser med olika indikatorer läget för biodiversiteten på global nivå.<sup>104</sup> För *populationer* är rapporteringen ganska ojämn. Fågelarter som är beroende av färskvatten (våtmarker, insjöar etc.) är förhållandevis väl studerade. På global nivå gäller inom denna kategori att 404 arters populationer bedöms som stabila, 216 ökar, medan 461 minskar. För världens kommersiellt intressanta fiskarter har FAO gjort uppskattningar med resultatet att knappt hälften (47 procent)

<sup>100</sup> Fahrig (2003). Se också Lennartsson (2005).

<sup>101</sup> Se t.ex. Björklund & Eriksson (2007), Bengtsson (2001), Augustsson m.fl. (2006).

<sup>102</sup> Hanski & Ovaskainen (2002).

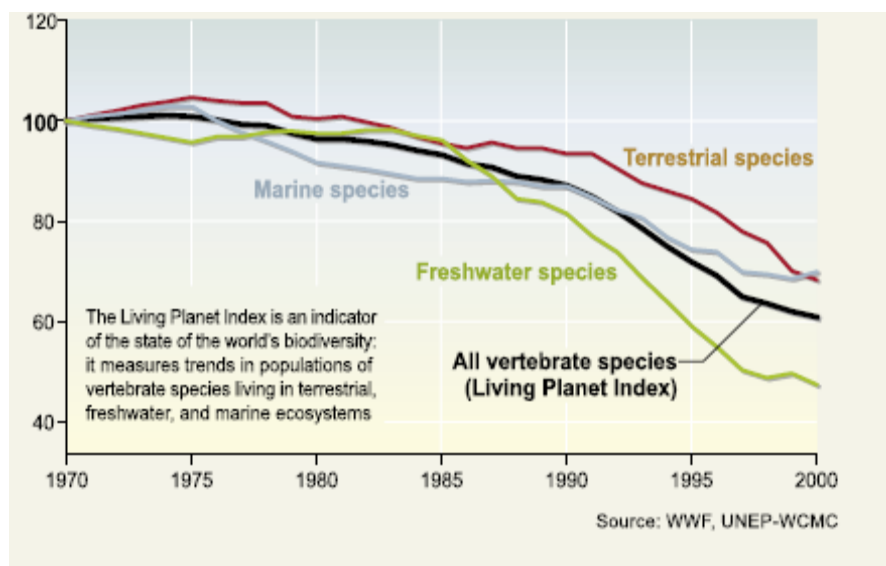
<sup>103</sup> Hanski (2000).

<sup>104</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1 s. 99f.

är fullt exploaterade, 27 procent har överutnyttjade eller utfiskade bestånd, medan 25 procent skulle kunna fiskas i större omfattning.

Beträffande *populationer och arter* sammanfattar MEA läget bland annat i ett index kallat Living Planet Index (se figuren nedan). Indexet bygger på förekomsten hos 555 landlevande arter, 323 sötvattensarter och 267 havslevande arter runt jorden. Som när det gäller andra liknande index kan både urval och viktning diskuteras. Det kvalitativa uppträdandet bör dock vara tämligen robust.

**Figur 4.6 Living Planet Index enligt Millennium Ecosystem Assessment. Index 1970 = 100**



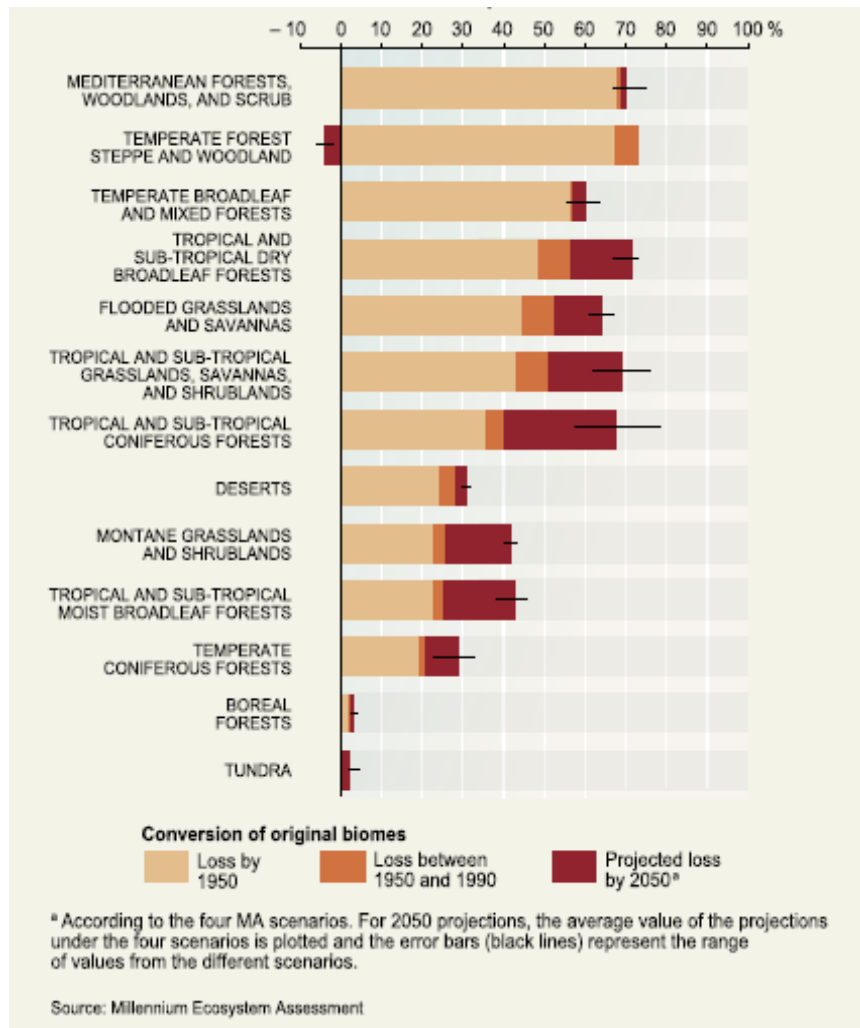
**Källa:** Millennium Ecosystem Assessment (2005b), s. 47.

För den högsta redovisade nivån, *biom*, varierar situationen ganska kraftigt. De biom som historiskt och under den senaste 30-årsperioden har förlorat störst andelar av sin tidigare areal är gräsmarker i tempererade områden, medelhavsskogar och tropiska torra skogar. Minst areal har de boreala skogarna och tundran förlorat. Läget illustreras i diagrammet nedan. Den ursprungliga utbredningen av olika biom före människans inträde är inte känd, men den kan uppskattas som en potentiell areal. I diagrammet visas hur stor andel av de olika biomens potentiella areal som hade



konverterats till år 1950, till år 1990 respektive förutses omvandlat till år 2050 under MEA:s scenarieantaganden.

**Figur 4.7 Historiska och förutsedda förluster av biom (procent av ursprunglig uppskattad areal)**



**Källa: Millennium Ecosystem Assessment (2005b).**

*World Conservation Union*

World Conservation Union (IUCN) är en av flera internationella organisationer som löpande bevakar utvecklingen av den biologiska mångfalden på global nivå. IUCN spelar en särskilt viktig roll i samordningen och standardiseringen av det kartläggningsarbete som bedrivs runt om i världen. Även det svenska arbetet med rödlistning av arter bedrivs med IUCN:s ansats och definitioner. IUCN publicerar årligen en bedömning av det globala läget vad gäller biodiversiteten. Rapporterna är helt artcentrerade. I den senaste, publicerad i september 2007, finns 41 415 arter på rödlistan; av dessa bedöms 16 306 som hotade enligt definitionen, ungefär lika fördelade på djur och växter (inklusive svampar och alger). Hotbilden definieras främst utifrån den bedömda populationsstorleken och det bedömda utbredningsområdet, deras utveckling över tid, eventuell fragmentering eller en kombination av dessa.<sup>105</sup>

För att göra dessa siffror mer meningsfulla kan man relatera dem till det totala uppskattade artbeståndet. Uppskattningarna av antalet arter på jorden varierar inom ett så brett osäkerhetsband som mellan 10 och 100 miljoner arter,<sup>106</sup> med någon tyngdpunkt i intervallet 15 till 20 miljoner. Det råder – något förvånande kanske – också stor osäkerhet beträffande hur många arter som är vetenskapligt namngivna och beskrivna. Wilson anger siffran 1,4 miljoner, men även så hög siffra som 1,9 miljoner förekommer.<sup>107</sup> Anledningen till denna osäkerhet är dels att kvaliteten på beskrivningarna varierar över världen, dels att samma arter ibland namnges och beskrivs oberoende av flera biologer och att det därför finns en risk för dubbelregistrering. Arbeta med att undanröja sådana felaktigheter och standardisera beskrivningarna pågår.

Sammanfattningsvis uppskattas omkring en tiondel av världens arter vara vetenskapligt namngivna och klassificerade. Av dessa är det bara omkring 3 procent som har studerats med avseende på hotbilden inom ramen för IUCN:s arbete, och 1 procent bedöms som hotade.

IUCN konstaterar också att försämring eller förstöring av habitater är den helt dominerande orsaken till problemen – i mellan

<sup>105</sup> För detaljer med vidare referenser, se Gärdenfors (ed.) (2005) s. 17f.

<sup>106</sup> Wilson (1992), s. 132.

<sup>107</sup> Wilson (1992), s. 364. IUCN:s hemsida ([www.iucn.org](http://www.iucn.org)) anger märkligt nog både intervallet 1,7–1,8 miljoner och siffran 1,9 miljoner arter.

85 och 90 procent av fallen för däggdjur, fåglar och grod- och kräldjur.

#### *European Environment Agency*

Den europeiska miljömyndigheten har i sin senaste rapport bedömt läget också beträffande biodiversiteten i Europa.<sup>108</sup> Liksom de andra rapporterande organen koncentrerar sig EEA på arter, men även förändrad markanvändning och andra hotfaktorer finns med. Som underlag för analysen har man tagit fram ett mätinstrument med inriktning på åtagandena fram till 2010 (*Streamlining European Biodiversity 2010 Indicators*, SEBI). Man konstaterar att mer än 700 europeiska arter för närvarande återfinns på den globala rödlistan. Utvecklingstendensen på jordbruksmark är negativ trots ökande ansträngningar för att bevara mångfald. Beträffande skogen gäller att en mycket stor del av de väsentligen orörda arealerna återfinns inom de europeiska delarna av Ryska Federationen. Huvudhotet mot biodiversiteten är förändrad markanvändning. Antalet invasiva främmande arter ökar också.

#### **4.9.2 Jämförelser med tidigare nedgångar**

I sen historisk tid – från omkring år 1600 och framåt – har den belagda förlusten av arter drabbat framför allt öar, omkring hälften av totalt 724 utsläckningar.<sup>109</sup> Orsaken är att populationerna här under lång tid har varit isolerade och därför anpassat sig till de specifika miljöförhållanden som har rått på respektive ö; de har därför varit illa rustade att möta helt nya hot och störningar. Under senare decennier har artförlusterna i högre utsträckning kommit att inträffa på kontinenterna, men på grund av den stora osäkerheten är det svårt att ange några siffror. De mest artrika biomen – tropiska och subtropiska lövskogar – återfinns i Afrika söder om Sahara, Central- och Sydamerika och de tropiska delarna av Syd- och Sydostasien, och det är också till dessa delar av världen som de nu mest aktuella hoten mot den biologiska mångfalden är koncentrerade.

<sup>108</sup> EEA (2007). Det bör noteras att Europa i detta sammanhang är det geografiska Europa som också omfattar de europeiska delarna av Ryska Federationen.

<sup>109</sup> [www.cbd.int/island/](http://www.cbd.int/island/).

Under de senaste 500 miljoner åren finns en rad utsläcknings-episoder avläsbara i fossillagren. I en klassisk uppsats av Sepkoski och Raup<sup>110</sup> listades fem större utsläckningar, den första i övergången från kambrium till ordovicium för knappt 500 miljoner år sedan och den senaste i övergången från krita till tertiär för 65 miljoner år sedan, då dinosaurierna dog ut. I en något senare uppsats<sup>111</sup> sökte författarna också påvisa en periodicitet i utsläckningarna; intensiteten har varit som högst vid tidpunkter med i genomsnitt 26 miljoner års mellanrum. Dessa intensiva utsläckningsperioder har varit mycket viktiga för evolutionen, eftersom de på (åtminstone geologiskt sett) kort tid drastiskt har förändrat artsammansättningen på jorden och därmed givit evolutionen en ny startpunkt. Orsakerna till dessa utsläckningar är inte helt kända. Den senaste (65 miljoner år sedan) vet man med hög säkerhet ha orsakats av ett asteroidnedslag, och en hypotes har framkastats att regelbundet återkommande sådana nedslag förklarar även de övriga utsläckningarna.<sup>112</sup> Åtskilliga andra förklaringsmodeller har dock presenterats, och frågan är öppen.

Intresset för dessa utsläckningar och för den bakgrunds-eliminering av arter som hela tiden pågår oberoende av extrema händelser beror på att de kan ge en uppfattning om storleksordningen hos den förlust av arter som för närvarande pågår. Svårigheterna att jämföra tolkningar av fossildata med nu pågående processer är dock stora.<sup>113</sup> Ett problem är fossildatas ofullständighet; det krävs ganska speciella förutsättningar för att en växt eller ett djur skall fossiliseras, både hos organismen i fråga och i miljön, och fossildata ger därför inte ett representativt urval av de vid en viss tidpunkt existerande organismerna. Antalet arter är som konstaterats utomordentligt osäkert, och hastigheten med vilken arter försvinner blir med nödvändighet också osäker. Även med dessa reservationer bör man dock kunna slå fast att nuvarande hastighet i förlusten av arter på global nivå är väsentligt högre än den naturliga bakgrundshastigheten. Den uppskattning som gjorts inom ramen för Millennium Ecosystem Assessment åskådliggörs i diagrammet nedan.

---

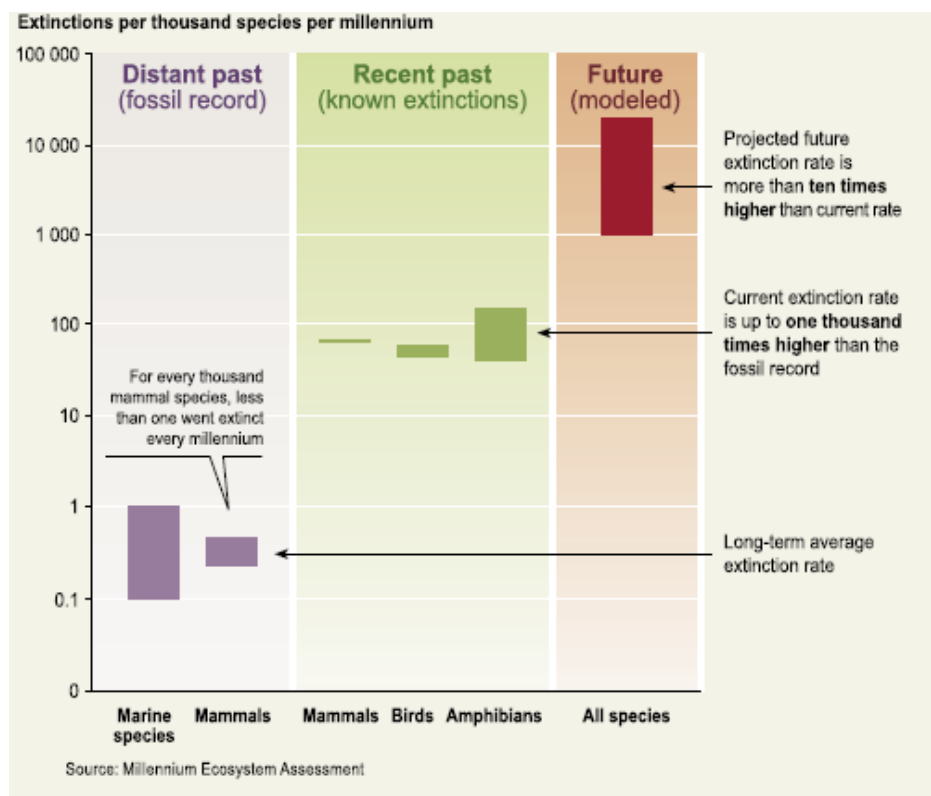
<sup>110</sup> Sepkoski & Raup (1982).

<sup>111</sup> Raup & Sepkoski (1984).

<sup>112</sup> Whitmire & Jackson (1984), Davis et al. (1984).

<sup>113</sup> Regan et al. (2001).

Figur 4.8 Uppskattningar av utsläckningshastigheter historiskt och i nutid



Källa: Millennium Ecosystem Assessment (2005b).

### 4.9.3 Läget i Sverige

Naturvårdsverkets bedömning avseende miljömålet ”Ett rikt växt- och djurliv” är blandad.<sup>114</sup> Man konstaterar med hänvisning till rödlistan att det inte är säkert att förlusten av biologisk mångfald har hejdats (delmål 1) och att en minskning av antalet arter på rödlistan med 30 procent till 2015 (delmål 2) sannolikt blir svår att nå. Det tredje delmålet, avseende arbetet med uthålligt nyttjande av biologiska resurser och biologisk mångfald, får också bedömningen ”medelgod”. I den senaste utvärderingen har indikatorerna förändrats till det sämre för det första och det tredje delmålet.<sup>115</sup>

<sup>114</sup> Naturvårdsverket (2006).

<sup>115</sup> Naturvårdsverket (2007b).

Även Skogsstyrelsens utvärdering av miljömålet för skogen är blandad.<sup>116</sup> Delmålet *Långsiktigt skydd av skogsmark* bedöms inte möjligt att nå inom tidsramen. Naturresevatnen utgör en bärande del av målet, och med nuvarande takt i arbetet bedöms 60 till 65 procent av målarealen kunna avsättas i tid. Huvudorsaken är enligt Skogsstyrelsen otillräckliga anslag. Regeringen har dessutom i budgetpropositionen för år 2008 föreslagit en sänkning av anslaget.<sup>117</sup> Skogsbruket har bidragit med frivilligt bevarande, men det är oklart om målet om frivilligt bevarande kommer att nås fullt ut. Delmålet *Förstärkt biologisk mångfald* bedöms kunna nås. Volymerna av hård död ved, arealerna gammal skog och äldre lövrik skog ökar kraftigt, mer än vad som krävs för att målet ska nås. Arealen förnygrad med lövskog förefaller dessutom att ha ökat. Delmålet *Åtgärdsprogram för hotade arter* anses ha nåtts. Vid utgången av 2005 hade sammanlagt 23 åtgärdsprogram för hotade arter tagits fram. De berör 52 hotade arter och förväntas ge positiva effekter också för andra arter.

Den senaste rödlistan för Sverige publicerades 2005 och upptar 3 653 arter.<sup>118</sup> Av dessa bedöms 1 664 som hotade enligt IUCN:s klassifikation. Det totala antalet beskrivna (flercelliga) arter uppgår till omkring 48 000. Av dessa har 42 procent studerats och bedömts enligt IUCN:s kriterier. Inkluderas även av människor introducerade arter (till exempel förvildade trädgårdsväxter), ligger antalet kring 50 000. Inklusivt encelliga organismer blir siffran ungefär 60 000.<sup>119</sup>

Nya arter upptäcks hela tiden. Sedan det Svenska artprojektet vid Artdatabanken startades 2002 har hittills omkring tvåtusen arter nya för landet tillkommit.<sup>120</sup>

Inom Sverige bedöms i rödlistan flest arter vara hotade i Skåne. Orsakerna är flera. Skåne hyser ett stort antal naturtyper som ger livsförutsättningar för många arter. Skåne har också det gynnsammaste klimatet och har därmed lättast att hysa de arter som befinner sig i den nordliga periferin av sitt utbredningsområde. Det är det landskap som ligger närmast kontinenten, det vill säga som arter vilka invandrar söderifrån först har mött. Samtidigt tillhör Skåne de mest tätbefolkade och hårdast exploaterade landskapen med stor omvandling av livsmiljöer, vilket lett till att en hög andel

<sup>116</sup> Skogsstyrelsen (2007).

<sup>117</sup> Prop. 2007/08:1, bil. 20 *Allmän miljö- och naturvård*.

<sup>118</sup> Gärdenfors (ed.) (2005).

<sup>119</sup> Gärdenfors m.fl. (2003).

<sup>120</sup> Ulf Gärdenfors pers. medd.

riskerar att försvinna och därmed har blivit rödlistade. Skåne är ett gammalt jordbrukslandskap, som under framför allt efterkrigstiden har genomgått en kraftig rationalisering. De artrika miljöer som varit beroende av äldre jordbruksregimer förlorar därmed en stor del av sina – kulturberoende – biotoper. Möjligen ligger också en statistisk missvisning i att Skåne är ett tätbefolkat landskap och att antalet personer per ytenhet som aktivt bidrar till rapporteringen i fält är särskilt högt här.<sup>121</sup>

Den sammanfattande bild som ges i rödlistan är blandad.<sup>122</sup> Antalet arter som bedöms ha minskande populationer är något större än antalet arter som bedöms ha ökande. Positiva utvecklingsinslag med mer livskraftiga bestånd finns i sötvattenmiljö, negativa i biotoper knutna till jordbrukslandskap och urbana miljöer. Klart negativ utveckling har havsmiljön, till vilket både övergödning och hård exploatering av vissa arter medverkar. På havsstränder och i fjällen beskrivs situationen som "eventuellt" negativ, medan situationen i skog vad gäller antalet arter framstår som stabil. Till komplikationerna hör att många av de åtgärder som sätts in för att förbättra situationen i ekosystemen får effekter först efter lång tid, eftersom systemen är tröga.

### *Diskussion*

Vid en jämförelse med den globala bilden framträder ett antal iögonfallande skillnader. För det första är Sverige ett relativt artfattigt land. Områden där Sverige är väl representerat, också med en del endemiska arter, är mossor och lavar. En annan skillnad mellan Sverige och övriga världen är att en stor del av alla i Sverige förekommande arter har beskrivits, att jämföra med den faktor 10 mellan det uppskattade antalet arter och antalet kända arter som bedöms gälla på global nivå. Rödlistebedömningen omfattar 42 procent av de beskrivna arterna, att jämföra med de 4 procent av de beskrivna som har bedömts på global nivå.<sup>123</sup> Skillnaderna sammanfattas i nedanstående tabell.

---

<sup>121</sup> I Artdatabankens slutrapport rörande prioritering av åtgärder kan, förutom den väntade höga förekomsten i Skåne allmänt och Öland, noteras en viss koncentration till områdena runt universitetsstäderna Uppsala, Göteborg och Lund; se Artdatabanken (2003).

<sup>122</sup> Gärdenfors (ed.) (2005), s. 64.

<sup>123</sup> IUCN:s siffra på 3 procent utgår från ett högre värde på antalet beskrivna arter.

**Tabell 4.2 Jämförelse mellan rödlistningen i Sverige och globalt. Siffrorna avser flercelliga organismer och inkluderar inte av människan i modern tid introducerade arter**

	<i>Sverige</i>	<i>Världen</i>
Uppskattat antal flercelliga arter	Omkring 60 000	15 miljoner
Antal beskrivna flercelliga arter	48 000	1,5 miljoner
Antal bedömda arter	20 000 (42%)	60 000 (4%)
Antal arter av bedömda som klassificeras som hotade	1 664	16 306

**Källa: Artdatabanken och IUCN.**

En hastig blick på tabell 4.2 kan ge intrycket att läget i Sverige är allvarligt. Ett antal faktorer måste dock beaktas vid jämförelsen. För det första är det globala mörkertalet oerhört mycket högre än det svenska. Vi har en lång och stark tradition av kartläggning och beskrivning av flora och fauna i landet, vilket gör att det totala antalet arter inte avviker särskilt mycket från antalet beskrivna arter.

För det andra kan en art naturligtvis vara sällsynt i Sverige utan att behöva vara det internationellt. Det är en liten andel av de i Sverige rödlistade arterna som också återfinns på den globala rödlistan. Som Sjöberg påpekade i sin kommentar till en tidigare rödlista befinner sig åtskilliga av de arter som i Sverige är sällsynta i periferin av sitt utbredningsområde.<sup>124</sup>

För det tredje görs i rödlistningen ingen värdering av en organisms funktionella roll i ett ekosystem; vad som bedöms är endast förekomsten och dess utveckling över tiden. Vi återkommer till dessa och relaterade frågor i kapitel 7.

## 4.10 Sammanfattning

### *Fokus*

Det finns som framgått en betydande visuell missvisning i presentationen av den biologiska mångfaldens problem, både i Sverige och internationellt. Synliga arter – vackra blommor, sällsynta fåglar, pälsdjur och liknande – får i förhållande till sin ekologiska betydelse ett oproportionellt stort utrymme på bekostnad av lägre djur, svampar och mikroorganismer. Terrestra

<sup>124</sup> Sjöberg (1993), passim.



djur och växter får större utrymme än de organismer som lever under jord eller i vatten.

I någon mån vidlåder denna brist som framgått också den vetenskapliga rapporteringen. Både konventionen och de svenska policydokumenten slår fast att mångfald kan och bör definieras på flera nivåer – landskap, ekologiskt samhälle, population och genpool – men i praktiken kretsar en stor del av rapporteringen kring arter, kompletterad framför allt med beskrivningar av förändringar i markanvändningen.

En konsekvens av rapporteringens utformning är att en stor del av den breda diskussionen har kommit handla om hotade arter. Även om det inte är nödvändigt att en art är sällsynt för att den skall komma med på rödlistan, är det relativt få rödlistade arter som inte är sällsynta. Det finns sällsynta arter som är viktiga, men detta är snarast undantag. Bevisbördan ligger på den som hävdar att en sällsynt art är ekologiskt viktig, inte på den som hävdar motsatsen. Även här finns en risk för missvisning.

Det är naturligtvis inte självklart att denna missvisning avgör utformningen av den faktiskt förda politiken. Till denna fråga återkommer vi i kapitel 7.

### *Produktivitet*

Sambandet mellan biodiversitet och produktivitet hos ett ekosystem är komplext. Beträffande diversiteten inom en och samma funktionella grupp av organismer förefaller det finnas ett positivt samband, men det klingar av ganska snart.<sup>125</sup> En slumpmässig minskning av antalet arter i ett system kan i många fall gå ganska långt utan att vitala funktioner slås ut, även om det finns undantag där funktioner upprätthålls av få arter. Man måste å andra sidan ställa frågan hur viktig den allmänna biomasseproduktionen i ett visst ekosystem är. Det är tämligen sällsynt att man är ute efter att maximera biomasseproduktionen per ytenhet i ett naturligt ekosystem; normalt handlar det om en eller ett par arter som är direkt intressanta för människan (återigen oräknat mikroorganismer m.fl.). Ur etiskt och estetiskt perspektiv är maximering av biomasseproduktionen inte intressanta. Om målet är kolfixering, blir biomasseproduktionen per ytenhet intressant, men produktiviteten hos systemet kan mycket väl vara högre för ett

<sup>125</sup> Vi bortser från mikroorganismer och andra arter som systemet är beroende av.

samhälle som innehåller bara en eller ett par arter inom den aktuella gruppen, under förutsättning att dessa är högproduktiva.

### *Stabilitet*

Stabilitet i viss mening är viktig, men det är inte självklart att det är den dynamiska stabilitet som den ekologiska debatten har handlat om som är den centrala ur ett brukarperspektiv. Som konstaterats kan stabiliteten hos bestånden av en enskild art snarast förväntas minska om antalet arter inom gruppen ökar. Om flera arter samtidigt eller hela aggregatet (den totala biomassan) är intressanta, kan det å andra sidan vara en fördel med fler arter.

Stabilitet i betydelsen resiliens är viktig i många sammanhang, men ett svar på frågan vilken brukarregim som ger bäst stabilitet i detta avseende förutsätter att man beskriver vilka störningar som man vill gardera sig mot. Man kan tänka sig att fler arter minskar känsligheten mot vissa störningar samtidigt som det ökar känsligheten i andra, ekologiskt relevanta avseenden.

### *Andra ekosystemtjänster*

Beträffande övriga ekosystemtjänster, som vattenrening och vattenförsörjning, pollinering, mykorrhiza, lokal klimatreglering och andra, är den allmänna bilden att biodiversitet generellt sett är en positiv faktor.

### *Mättnad*

För många tjänster och mekanismer gäller ett mättnadssamband, som innebär att förmågan hos ett ekosystem att producera ekosystemtjänsten växer med ökande diversitet men långsammare ju högre nivån på diversiteten är. Detta gäller över ett brett spektrum av definitioner på diversitet och relevanta mekanismer. Detta är viktigt för policybildningen, eftersom den förväntade kostnaden eller risken förbunden med en viss förlust av biodiversitet är lägre ju högre den aktuella nivån på biodiversiteten är.

### *Etiska och estetiska värden*

Biodiversitetens etiska och estetiska dimensioner samvarierar i en allmän mening positivt med antalet arter. I en diskussion om konkreta åtgärder krävs dock att man preciserar sig. Estetiskt intressanta är framför allt de arter som kallas flaggskeppsarter (*charismatic species*). Det rör sig om ett litet antal ganska lätt-identifierade arter som inte nödvändigtvis har så mycket med allmän biodiversitet att göra, mer än att de naturligtvis har vissa baskrav på det ekosystem som de tillhör om de skall överleva. Nyttjandet av sådana arter för opinionsbildning, som underlag för turism och så vidare är helt legitimt, men de krav som ställs i detta perspektiv är inte säkert desamma som ställs i och för en maximering av biodiversiteten. För det mer vardagsnära bruket av naturens estetiska värden, till exempel en bebyggelsenära skog, spelar biodiversiteten inte så stor roll utöver en viss grundnivå som gör skogen trivsamt att promenera i.

Vilka konsekvenser etiska krav får för policybildningen beror av vilken etik man bekänner sig till. De flesta torde vara allmänt positiva till fler arter så länge det inte rör sig om arter som är direkt skadliga för människor, djur, odlingar och så vidare.

### *Läget*

Läget för den biologiska mångfalden i Sverige innehåller enligt den ansvariga myndigheten både positiva och negativa inslag. Man har, med rödlistan som måttstock, ännu inte på ett påvisbart sätt lyckats vända utvecklingen i signifikant positiv riktning med sikte på året 2015 annat än för vissa naturtyper och ett fåtal enskilda arter. Oavsett vilken bedömning man gör av läget i landet är det dock höjt över all diskussion att läget i världen i stort på många håll är väsentligt värre än i Sverige. Någon storskalig förstöring av habitater med åtföljande massiv förlust av arter av det slag som pågår i framför allt tropiska regioner ser vi inte i Sverige. Konsekvenserna av detta konstaterande för policybildningen tas även de upp i kapitel 7.



## 5 Utgångspunkter för policydiskussionen

### 5.1 Försiktighetsprincipen<sup>126</sup>

#### 5.1.1 Försiktighetsprincipen i regelverket

Försiktighetsprincipen har under senare decennier kommit att spela en allt viktigare roll i det offentliga beslutsfattandet på en rad områden där risker hanteras. Man finner ett stadigt ökande antal referenser till principen i olika konventioner och handlingsprogram, liksom i praktiskt orienterade policyanalyser. I Sverige kom den in i miljöregelverket redan i slutet av 1960-talet.<sup>127</sup> Maastrichtfördraget från 1992 hänvisar explicit till principen, och det finns också ett meddelande från EU-kommissionen om försiktighetsprincipen från år 2000.<sup>128</sup>

Principen förekommer dock i ett antal olika varianter, mer eller mindre långtgående. I FN:s ramkonvention om klimatförändringar sägs:

Där det föreligger hot om allvarlig eller oåterkallelig skada, bör inte avsaknaden av full vetenskaplig säkerhet användas som förevändning för att uppskjuta sådana åtgärder, med beaktande av att politik och åtgärder för att hantera klimatförändring bör vara kostnadseffektiva så att de säkerställer globala fördelar till lägsta möjliga kostnad.<sup>129</sup>

Här sägs alltså att avsaknad av full vetenskaplig säkerhet inte skall utgöra ett argument för att inte fatta beslut, vilket är en ganska

---

<sup>126</sup> Försiktighetsprincipen är en av många möjliga strategier för att hantera beslutsfattande under osäkerhet. För en översikt över metoderna, se Molander (1994 b), kap. 5.

<sup>127</sup> I förarbetena till 1969 års miljöskyddslag.

<sup>128</sup> Fördraget § 174; EU-kommissionen (2000).

<sup>129</sup> FN:s ramkonvention om klimatförändringar, artikel 3.

återhållsam formulering av principen. Återhållsamheten understryks av att kravet på kostnadseffektivitet i åtgärderna hävdas i samma mening.

I beslut som har koppling till ett eventuellt bevarande av biologisk mångfald aktualiseras försiktighetsprincipen. Bishop argumenterade tidigt för att försiktighetsprincipen (eller med ett alternativt uttryck, maximinstrategin) generellt leder till slutsatsen att varje art skall bevaras.<sup>130</sup> Bishops diskussion utgår från att man har att välja mellan att genomföra bevarandeinsatser till en kostnad av C eller avstå, medan värdet hos den art som är under diskussion kan vara V eller 0. Problemet sammanfattas av Bishop i följande beslutsmatris:

	Arten saknar värde	Arten har värde
Inga bevarandeinsatser	0	- V
Bevarandeinsatser	- C	V - C

Om man följer en maximinstrategi, skall den maximala förlusten minimeras, vilket enligt Bishop talar för bevarandeinsatser (under förutsättning att  $V > C$ ). Analysen är emellertid felaktig. Om inga insatser genomförs och arten försvinner, kommer värdet V inte att uppenbaras och förlusten i matrisens övre högra hörn blir 0. Maximiprincipen föreskriver i själva verket att inga bevarandeinsatser skall genomföras. Den korrekta formuleringen av problemet är i stället att man bör väga kostnaden för insatser mot det potentiella värdet. I avsaknad av närmare information blir den bästa strategin inom en given budgetram då att likabehandla alla arter och bevara så många arter som möjligt (det s.k. Laplace-kriteriet).<sup>131</sup>

I diskussioner rörande biodiversitet har försiktighetsprincipen inte desto mindre vunnit stor spridning.<sup>132</sup> Konventionen om biologisk mångfald har i sin principdel en formulering som ligger nära klimatkonventionens. Beträffande biotekniskt modifierade organismer sägs:

...inrätta eller bibehålla medel för att reglera, hantera och kontrollera de risker som är förbundna med användandet och frisläppandet av biotekniskt modifierade levande organismer, vilka troligen kommer att ha miljöskadliga effekter som kan påverka bevarandet och det hållbara

<sup>130</sup> Bishop (1978).

<sup>131</sup> Molander (1994 b), s. 132.

<sup>132</sup> Cooney (2005).

nyttjandet av biologisk mångfald, även med hänsyn tagen till riskerna för mänsklig hälsa;<sup>133</sup>

I denna formulering ställs alltså ett krav på beslutsfattaren att de miljöskadliga effekterna skall vara "troliga".

Än mer restriktiva formuleringar av försiktighetsprincipen upprätthålls också av den internationella organisationen för djurhälsa (OIE) och den internationella växtskyddskonventionen (IPPC).

Det förekommer emellertid också mer långtgående versioner av försiktighetsprincipen. En extrem variant företrädde av ordföranden i amerikanska Friends of the Earth i en senatsutfrågning 2002:

Försiktighetsprincipen föreskriver att när det finns en betydande risk för skada på hälsa eller miljö för andra eller för framtida generationer, och när det föreligger vetenskaplig osäkerhet gällande skadans natur eller sannolikhet, skall besluten fattas så att sådana aktiviteter förhindras, tills vetenskapliga belägg för att skadan inte kommer att inträffa har företetts.<sup>134</sup>

Att vetenskapligt belägga att något inte kommer att inträffa är i de flesta fall inte möjligt. Undantagen är sådan utfall som kan avföras av logiska skäl eller därför att de strider mot etablerade naturlagar.

I regeringens skrivelse *En samlad naturvårdspolitik* (2001/02:173) sägs i genomgången av försiktighetsprincipen: "Tillämpningen av försiktighetsprincipen har utvecklats i ett s.k. meddelande från EU-kommissionen. I detta läggs bl.a. stor vikt vid att använda tillgängligt och relevant vetenskapligt underlag vid varje steg i den process som inkluderar riskvärdering och riskhantering i olika beslutsprocesser." I diskussionen av främmande arter ges dock i regeringsskrivelsen principen följande, mer långtgående formulering: "Man bör alltså utgå ifrån att främmande arter kan orsaka skada på inhemska biologisk mångfald till dess att motsatsen är klargjord."<sup>135</sup> Här formuleras alltså försiktighetsprincipen som ett krav på vetenskapliga belägg ("klargjord") för att en ny art inte skall orsaka skada på den inhemska biologiska mångfalden, vilket innebär att tyngdpunkten har förskjutits väsentligt i förhållande till positionen att en risk

---

<sup>133</sup> Konventionen om biologisk mångfald, art. 8 g.

<sup>134</sup> Blackwelder (2002).

<sup>135</sup> Reg.skr. 2001/02:173, s. 101.

skall vara trolig eller mer allmänt att man skall ha vetenskaplig grund för påståendet att risk föreligger.

I miljöpropositionen från år 2005 återupprepas de samtidiga kraven på försiktighet och kostnadseffektivitet: ”Åtgärderna för att uppnå målen för miljön och människors hälsa bör intensifieras med nödvändig hänsyn till kostnadseffektiviteten och försiktighetsprincipen.”<sup>136</sup> Kravet på kostnadseffektivitet innebär att uppskattningar av sannolikheter och skador måste göras för alla handlingsalternativ; det räcker alltså inte att påvisa att en risk föreligger.

Det förekommer sammanfattningsvis flera olika versioner av försiktighetsprincipen, och de offentliga dokumenten på området vacklar mellan de olika tänkbara tolkningarna. Slutsatsen är att det i varje sammanhang där hänvisning sker till principen är nödvändigt att precisera innebörden och konkret beskriva vad den skall innebära i den aktuella situationen.<sup>137</sup>

### 5.1.2 Problem med försiktighetsprincipen

Sunstein har i sin bok *Laws of fear*<sup>138</sup> argumenterat för att försiktighetsprincipen i sin allmänna form är oanvändbar. Huvudargumentet är att den är självmotsägande. Varje handlingsalternativ som övervägs inför ett offentligt beslut är i praktiken förknippat med risker av olika slag. Analys av beslut med effekter på ekosystem kommer alltid att lida av osäkerheter, beroende på ekosystemens inneboende komplexitet, på ofullständig kunskap om tillståndsvariabler, svårigheter att genomföra experiment, svårigheter att hitta långa tidsserier och så vidare<sup>139</sup> I sin allmänna form är principen därför oanvändbar.

I praktiken tillämpas försiktighetsprincipen asymmetriskt; de som hänvisar till den väljer normalt att lyfta fram vissa risker samtidigt som andra ignoreras. Att kräva full eller nära full säkerhet hos ett förändringsalternativ innebär ett stärkande av status quo, och även status quo är förenat med risker. Detta behöver i sig inte bero på någon politisk slagsida utan kan hänga samman med de

---

<sup>136</sup> Prop. 2004/05:150, s. 252.

<sup>137</sup> Centret för biologisk mångfald (CBM) förordar genomgående en restriktiv tolkning av principen. För en diskussion av skillnaderna mellan de hittills nämnda definitionerna, se CBM (2004).

<sup>138</sup> Sunstein (2005).

<sup>139</sup> Tucker & Treweek (2005).



välkända systematiska fel i riskuppfattning som människan lider av.<sup>140</sup>

Ett annat problem med försiktighetsprincipen är dess konsekvenser för lärandeprocessen. Behovet av lärande understryks i många officiella dokument, till exempel i följande citat från ett annex till Konventionen om biologisk mångfald:

Det råder en betydande kunskapsbrist och osäkerhet om de verkliga begränsningarna (trösklar för förändring) för olika ekosystem. Även om närmare forskning kan minska denna osäkerhet, antyder ekosystemens dynamiska och komplexa natur att man nog aldrig kan uppnå en fullständig förståelse.

Med hänsyn till den betydande förekomsten av ovisshet i fråga om förvaltning av ekosystem, måste förvaltningen vara adaptiv och ha ett fokus på aktivt lärande genom övervakning av effekterna av planerade åtgärder med användning av sunda forskningsmetoder som medger att effekterna av åtgärderna blir klart och tydligt bedömda.<sup>141</sup>

Problemet med försiktighetsprincipen i detta perspektiv är att den motiveras av en mycket högt satt ambition att undvika misstag. Men en kvalificerad lärandeprocess förutsätter rätten att då och då göra misstag, och sådana görs ju understundom också i miljöpolitiken.

Försiktighetsprincipen har i vissa situationer också visat sig vara kontraproduktiv. Mealey m.fl.<sup>142</sup> menar att försöken att skydda ugglearten *spotted owl* (*Strix occidentalis*) i nordvästra USA med hjälp av *Endangered Species Act* har motverkat sitt syfte.<sup>143</sup> Som ett resultat av restriktionerna på skogsbruket i *Northwest Forest Plan* minskade gallringen i både unga och äldre bestånd, samtidigt som aktiva åtgärder för att reducera brandrisken försumrades. Resultatet blev att den ståenden biomassan på berörda arealer ökade och därmed risken för större skogsbränder. Ett traditionellt mönster med frekventa gräsbränder ersattes av en regim där stående träd i större utsträckning gick förlorade. En följd av detta var att ett större antal habitater för den aktuella ugglearten förstördes. Samma mönster som i Oregon har observerats i Kalifornien för underarten *Strix o. occidentalis*.

<sup>140</sup> För en översikt över denna forskning, se Kahneman et al. (ed.) (1982).

<sup>141</sup> Konventionen om biologisk mångfald: Ekosystemansatsen, annex 1 i beslut taget av parterna i konventionen om biologisk mångfald (COP VII/11).

<sup>142</sup> Mealey et al. (2005).

<sup>143</sup> I den rättsliga behandlingen (Western Canada Wilderness Committee vs. British Columbia) har uttryckligen refererats till försiktighetsprincipen; se LaFranchi (2005).

Hur vanlig denna form av icke förutsedda, oönskade effekter är svårt att bedöma. Ökad brandrisk som ett resultat av ackumulerad biomassa påtalades av Holling redan vid 1980-talets mitt.<sup>144</sup> På en helt annan nivå i miljöpolitiken har den amerikanska ambitionen att minska risken för oönskade klimatförändringar – med särskilt allvarliga konsekvenser för många låg- och medelinkomstländer – redan lett till prishöjningar på majs som skapat svårigheter för låginkomsthushåll i Mexiko.

### 5.1.3 Balans i riskbedömningarna

Exemplen i föregående avsnitt tjänar som en påminnelse om att riskanalyser måste genomföras symmetriskt, med beaktande av risker knutna till alla de handlingsalternativ som övervägs.

Förordningen (2002:1086) om utsättning av genetiskt modifierade organismer i miljön, som representerar den svenska översättningen av EU:s utsättningsdirektiv rörande sådana organismer, säger beträffande den metodik som skall tillämpas vid riskbedömningarna:

Vid riskbedömningen skall genomföras en analys av olika effekter, inklusive kumulativa långsiktiga effekter, som hänger samman med utsättningen eller utsläppandet på marknaden.

Därutöver bör, i enlighet med försiktighetsprincipen, följande allmänna principer följas när riskbedömningen görs:

– De identifierade egenskaper hos en genetiskt modifierad organism och dess användning, som kan förorsaka negativa effekter, bör jämföras med egenskaperna hos den icke-modifierade organism från vilken den härstammar och användningen av denna i motsvarande situationer.

– Riskbedömningen bör göras på ett vetenskapligt sunt och öppet sätt och grunda sig på tillgängliga vetenskapliga och tekniska data. Riskbedömningen bör göras från fall till fall. Den information som behövs kan variera beroende på den typ av genetiskt modifierade organismer som berörs, deras avsedda användning och den miljö som eventuellt skall ta emot dem. Därvid skall beaktas bl.a. de genetiskt modifierade organismer som redan finns i miljön.

– Om nya uppgifter om en genetiskt modifierad organism och dess effekter på människors hälsa eller miljön blir tillgängliga, kan

---

<sup>144</sup> Holling (1986).

riskbedömningen behöva göras om för att avgöra om risknivån har förändrats eller om det finns behov av att ändra riskhanteringen.<sup>145</sup>

Även om problemet med biotekniskt modifierade organismer är speciellt, framstår den ansats som skisseras i förordningstexten som en god modell att följa i andra sammanhang.<sup>146</sup> En allmän hänvisning till försiktighetsprincipen i samband med offentliga beslut är lika otillräcklig på miljöområdet som på andra politikområden.

## 5.2 En typologi för ekosystemstörningar

Med ett system menas en samling storheter som ömsesidigt påverkar varandra men som det i ett visst sammanhang kan vara rimligt att betrakta avskilt från omvärlden. I ekologiska sammanhang kan det röra sig om en enskild art eller en större grupp av arter som samspekar på ett geografiskt avgränsat område. Det kan också vara relevant att inkludera icke-levande (abiotiska) storheter i beskrivning, till exempel bestånd, koncentrationer och flöden av viktiga näringsämnen som kväve och fosfor. Systemets tillstånd vid en viss tidpunkt beskrivs med en samling *tillståndsvariabler*, som anger mängden av den aktuella storheten – antalet individer av en art, antalet ton kväve i sjön – vid tidpunkten i fråga.

Utvecklingen av systemet över tiden bestäms av orsaks-sambanden mellan de ingående storheterna. Exempel på sådana samband är hur en populations tillväxt över tiden beror av nativitet och mortalitet, hur antalet rovdjur påverkas av antalet bytesdjur, hur biomassetillväxten beror av näringstillgången osv. Sambanden beskrivs matematiskt med hjälp av *parametrar*, som alltså till skillnad från tillståndsvariablerna är (någotsånär) konstanta över tiden.

En *jämvikt* är en uppsättning värden på tillståndsvariablerna som tillåter dessa att vara konstanta över tiden. Exempelvis kan en viss näringstillgång ge en viss primärproduktion av biomassa, som blir bas för ett antal populationer av gräsätare, som i sin tur blir underlag för en rovdjurspopulation. Jämvikt råder om biomasseproduktionen och de olika arternas populationer är konstanta.

---

<sup>145</sup> SFS 2002:1086, bil.1.

<sup>146</sup> Det tidigare citerade meddelandet från kommissionen innehåller ett liknande resonemang.

Inte alla system har jämvikter. Vissa system uppvisar cykliska svängningar över tiden, andra uppvisar kaotiskt uppträdande. Om det finns en jämviktpunkt, finns det ofta flera. Jämviktpunkternas egenskaper i kombination med systemets historia avgör var man för närvarande befinner sig.

Alla system utsätts för *störningar*. De kan avse tillfälliga nedgångar i någon arts lokala population eller mer grundläggande förändringar i det ekologiska systemets omgivning. För analyser av den biologiska mångfaldens betydelse är det lämpligt att införa några distinktioner. För det första föreligger en viktig skillnad mellan populationsstörningar och systemstörningar. En *populationsstörning* är en snabb förändring av en tillståndsvariabel – kraftig nedgång i en djurpopulation efter en svår vinter eller en snabb ökning av näringskoncentrationen i ett vattendrag efter häftig nederbörd eller ett punktutsläpp. En *systemstörning* är en snabb förändring av de normalt mer stabila sambanden mellan tillståndsvariablerna. Ofta (men inte alltid) kan detta återges som en förändring av någon eller några av parametrarna i systembeskrivningen.

En andra viktig distinktion är den mellan tillfälliga, bestående och irreversibla störningar. *Tillfälliga* störningar är sådana som tillåter systemet att återgå till sitt tidigare tillstånd när störningen har upphört. *Bestående* är sådana som lämnar mer permanenta spår, antingen därför att störningen består eller därför att den har fört systemet från ett stabilt jämviktsläge till ett annat, där systemet förblir tills det eventuellt utsätts för någon ny störning. I detta fall finns alltså den tidigare jämviktpunkten kvar som ett alternativ. *Irreversibla* störningar är sådana som eliminerar den tidigare jämviktpunkten.

En tredje distinktion av viss betydelse för policydiskussionen är skillnaden mellan av människor förorsakade (antropogena) störningar och naturliga störningar. Gränsen kan dock vara svår att upprätthålla, eftersom det ofta handlar om kombinationseffekter.

Indelningsgrunderna populations/systemstörning och tillfälliga/bestående/irreversibla störningar är oberoende av varandra. Detta ger alltså totalt sex tänkbara kategorier av störningar. På grund av de involverade tidsskalorna är det inte relevant att tala om tillfälliga systemstörningar. Därmed finns det fem kategorier att räkna med.

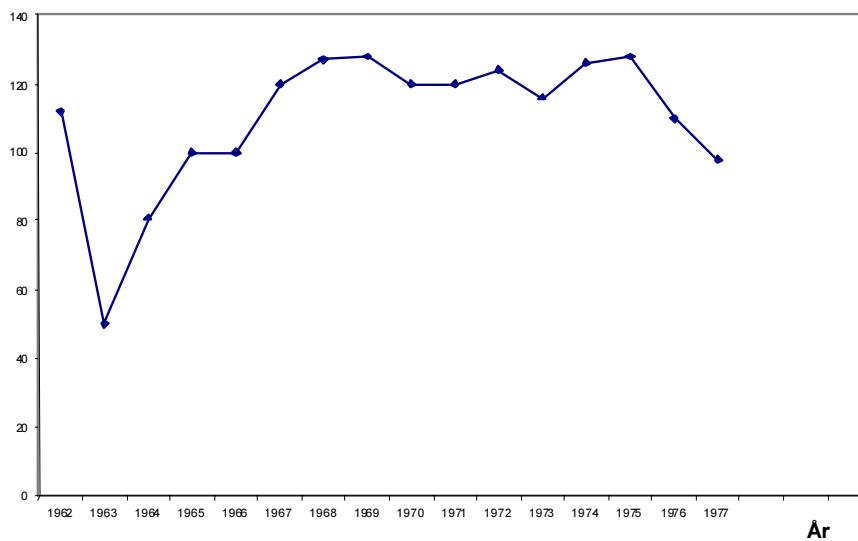
Beskrivningen hålls helt verbal i huvuddelen av kapitlet. I det avslutande avsnittet (5.7) illustreras kort hur de olika begreppen kan ges en mer precis matematisk beskrivning.

### 5.2.1 Tillfälliga populationsstörningar

Tillfälliga variationer i populationsstorlekar hör till de naturliga inslagen i ekosystemen. Orsakerna kan vara exempelvis en ovanligt hård vinter, en lång torrperiod etc. Ett tillfälligt utsläpp av en toxisk substans är exempel på en antropogen störning inom denna kategori. I exemplet nedan visas den skattade populationen av taltrast i delar av England under några decennier. Under en hård vinter 1962–63 halverades populationen, varefter den återhämtade sig och nådde normal nivå på 2–3 år. Sådana kraftiga svängningar är inte alls ovanliga. För insekter med periodiska utbrott kan populationerna svänga hundra- eller tusenfalt.

**Figur 5.1** Uppskattad population av taltrast på engelsk jordbruksmark 1962-77 (index 1966 = 100)

#### Antal individer



**Källa:** Pimm (1991).

För mycket små populationer kan även naturliga svängningar vara ett problem, eftersom det finns risk för att slumpmässiga störningar försvårar eller omöjliggör fortplantning. Den tillfälliga störningen kan då övergå i en irreversibel, antingen långsamt till följd av inavel eller snabbt.

### 5.2.2 Bestående populationsstörningar

Människans påverkan på ekosystemen sträcker sig över ett brett spektrum, från marginellt utnyttjande av enstaka resurser till mycket kraftig styrning; trädgårdsodling är måhända det mest extrema exemplet. Normalt handlar det om att en eller flera arter är intressanta för människan – som föda, byggnadsmaterial eller annan råvara. Ett permanent uttag innebär att de aktuella populationernas dynamik förändras. En uthålligt utformad utvinning av den intressanta resursen behöver inte betyda mer än att den intressanta populationen hamnar på en lägre nivå, med begränsade följdverkningar för andra arter. Exempel på sådant utnyttjande av ekosystem är uttag av virke från skog, jakt och fiske.

Med kännedom om grunddata för populationen (nettotillväxthastighet, maximal population i avsaknad av utvinning etc.) är det möjligt att beräkna den optimala uthålliga extraktionsnivån.<sup>147</sup> Om utvinningstakten varaktigt sätts högre än nettotillväxttakten, kommer populationen att försvinna åtminstone från den lokal där utvinningen i fråga pågår. Om den finns i en metapopulation<sup>148</sup> inom regionen, kan den eventuellt återkolonisera.

Normalt stannar inte förändringarna vid ändrat populationstal för den eller de arter som är intressanta att utvinna. Ekosystemet förändras ofta på ett mer grundläggande sätt. Ängs- och hagmarker är exempel på biotoper som är beroende av hävd och som samtidigt är rikare på kärlväxtarter än både den lövskog som den ersatte och den åker eller den skogsplantering som ofta är brukningsalternativen. I skogsekosystemen påverkas också andra arter än de trädarter som avverkas av förändrade brukningsmetoder, förändringar som kan påverka produktiviteten.

Upphör hävden av åker- eller ängsmark, sker på våra breddgrader en naturlig återbeskogning, vilket visar att den förändrade markanvändningen från det ursprungliga skogbevuxna tillståndet i

---

<sup>147</sup> Se avsnitt 5.2.7.

<sup>148</sup> Dvs. en population av populationer.

viss mån är reversibel, även om artsammansättningen i den sekundära skogen inte blir densamma som i det ursprungliga skogsekosystemet. Också skogsplantering på åkermark är en reversibel förändring av ekosystemet, som i själva verket representerar en ur produktionsperspektivet god markvård.<sup>149</sup>

I vissa fall får förändrade populationstal vidare effekter. Bredspektral bekämpning av skadeinsekter kan få oönskade effekter på annan fauna, både på andra insekter och på större djur. Lokal eliminering av enstaka arter som är viktiga för näringsväven i stort, till exempel eliminering av rovdjur i toppen av näringskedjan, kan få stora effekter på antalet gräsätare och mängden stående biomassa. Ett ofta citerat exempel är tångens ersättning med sjöborrar vid Alaskakusten när havsuttern minskade i antal;<sup>150</sup> ett annat är effekten av införandet av polarräv på Aleuterna.<sup>151</sup> Vilka förutsättningarna är för återkolonisering beror på situationen i stort för arten i fråga, men om inget annat än rena populationsförändringar har ägt rum, är de normalt goda.

En annan typ av bestående populationsförändringar förekommer i system med flera jämvikter. En viss störning kan medföra att systemet förs från en jämvikt till en annan. Även om den störning som förorsakade förändringen elimineras, är det inte säkert att systemet återgår till den ursprungliga jämvikten; det kan krävas en störning av samma storleksordning i motsatt riktning för att åstadkomma detta.<sup>152</sup> Fenomenet kan inträffa om systemet hyser två ungefär jämnstarka, konkurrerande arter och dominans i antal ger konkurrensfördelar. Ersättningen av torsk med skarpsill i Östersjön har anförts som ett möjligt exempel.

### 5.2.3 Irreversibla populationsstörningar

Vissa populationsstörningar är mer eller mindre irreversibla. I vissa fall har detta varit ett önskat resultat. Smittkoppsvirus finns nu endast i ett antal utpekade laboratorier för forsknings- och beredskapsändamål. Sådana förändringar torde inte uppfattas som problematiska av någon.

Annorlunda förhåller det sig med bestånd eller arter som försvinner trots att de har ett värde antingen i sig själva eller som

<sup>149</sup> Se t.ex. Rosenqvist (2007).

<sup>150</sup> Estes & Duggins (1993).

<sup>151</sup> Croll et al. (2005).

<sup>152</sup> Ett fenomen som i tekniska sammanhang går under namnet *hysteres*.

komponenter i det ekosystem där de återfinns. Överexploatering av skogar och utfiskning är typexempel. Det fel som begås i sådana fall är att utvinningshastigheten överstiger nettotillväxten. Det rör sig i dessa fall inte i första hand om ett biodiversitetsproblem utan om mer specifika problem knutna till de exploaterade arterna och eventuellt de arter som sammanlever med dem. Större störningar kan naturligtvis få konsekvenser för fler nivåer i ekosystemet.

Hur stor risken att försvinna vid en störning är för en viss art beror på en mängd faktorer. Förmågan att anpassa sig är högre för arter med kort reproduktionscykel, liten kroppsvolym och flexibilitet i näringsintaget. Ju mer specialiserad en art är, desto större risk föreligger att den försvinner vid större miljöförändringar. Den dramatiska övergången från en syrefattig till en syrerik atmosfär för några miljarder år sedan kunde ske utan att de tidigare dominerande bakteriearterna eliminerades, medan de trögrörligare dinosaurierna inte hade förmåga att hämta sig från asteroidnedslaget för 65 miljoner år sedan.

Introduktion av nya arter kan också innebära mer eller mindre irreversibla förändringar av en regions ekosystem.<sup>153</sup> Sådana introduktioner har i historien skett ibland medvetet, ibland omedvetet; i det förra fallet har effekten ofta inte alls blivit den avsedda, och i vissa fall blev åtgärden direkt kontraproduktiv. Australiens ekologiska historia innehåller flera sådana exempel. Moderna exempel finns från Panama, där införande av bass för sportfiske ledde till ökad förekomst av malariamyggor,<sup>154</sup> och Nya Zeeland, där införande av öring av samma skäl ledde till eutrofiering av vattendrag.<sup>155</sup> I Sverige har problemet med arter som följer med barlastvatten från avlägsna länder uppmärksammas.<sup>156</sup> Svarta havet hyser sedan tidigare ett antal relativt nyligen tillkomna arter, av vilka kammaneten *Mnemiopsis* har tilldragit sig störst uppmärksamhet på grund av sin negativa inverkan på fisket.<sup>157</sup>

---

<sup>153</sup> Naturvårdsverket (1997), (1997 b).

<sup>154</sup> Zaret & Paine (1973).

<sup>155</sup> Flecker & Townsend (1994). Fler exempel ges i Millennium Ecosystem Assessment, vol.1 tabell 11.2.

<sup>156</sup> Naturvårdsverket (2006 b).

<sup>157</sup> www.bserp.org.



#### 5.2.4 Reversibla systemstörningar

Flera av de klassiska miljöproblemen – försurning, övergödning, spridning av giftiga substanser i naturen – har primärt inte med biologisk mångfald att göra. De kan beskrivas som systemstörningar, varav vissa har naturligt ursprung, andra mänskligt. Till försurningen bidrar exempelvis svaveloxider från fossilbränsleförbränning i nederbörden men också ett högt uttag av biomassa. Överskott på närsalter härrör från såväl atmosfäriskt nedfall som läckage från åkermark och otillräcklig rening av spillvatten. Naturliga störningar inom denna kategori kan exempelvis ha seismiskt ursprung. Dessa och andra störningar får effekter på sammansättningen av fauna och flora, beroende på både varierande förmåga hos mark och vatten att fånga upp störningen och på att olika organismer har olika toleransområden för omgivningsfaktorerna. Jordar på den skandinaviska halvön har generellt sämre förmåga att buffra effekterna av sur nederbörd än kontinentens jordar, vilket i sig ger ett lägre pH-värde för en viss belastning. Olika växter och djur är sedan mer eller mindre känsliga för förändringar i pH-värdet.

Motsvarande gäller för tillförsel av näringsämnen. Alla växter upplever i viss mening brist på näringsämnen, men vissa arter gynnas mer av extra tillfört kväve än andra, vilket förändrar konkurrenssituationen och därmed artsammansättningen. Problemen med övergödningen av Östersjön och Västerhavet är väl kända, även om viss oenighet råder beträffande den relativa betydelsen av kväve respektive fosfor i Östersjön.<sup>158</sup> Även här kan den svåra belastningen för de berörda ekosystemen avläsas i förändrad artsammansättning. Vissa algarter gynnas på bekostnad av blåstång. Torskens situation har påverkats av både störningar av detta slag och av överuttag av fisk.<sup>159</sup>

Ökad slamföring i vattendrag har fysikaliska konsekvenser vid sidan av de kemiska som också de kan få betydelse för diversiteten. Jorderosion är inget av Sveriges stora miljöproblem men är på många andra håll i världen ett av de dominerande. Som en konsekvens av avrinningen och den ökade slamtransporten i vattendragen förändras ljusförhållanden i vattnet, och vissa fiskarter kan få problem med reproduktionen till följd av slamdepositionen.

<sup>158</sup> Naturvårdsverket (2006 e).

<sup>159</sup> För en aktuell översikt över problemen i Östersjön, se Naturvårdsverket (2005 b).

De störningar som beskrivs i dessa exempel är dock reversibla på kortare eller längre sikt. Slam i vattendrag har kort livstid. Systematiskt arbete med att begränsa svavel- och kväveemissionerna från landbaserade punktkällor i Sverige har givit tydliga resultat. Närsalterna i egentliga Östersjön har väsentligt längre omloppstider på grund av det begränsade utbytet med Atlanten, och här diskuteras för närvarande olika metoder att snabba på en återställning av balansen under förutsättning – vilket är viktigt – att man lyckas begränsa tillflödet från framför allt jordbruket i länderna längs Östersjöns kuster.

### 5.2.5 Irreversibla systemstörningar

Den fysiska förstöringen av habitater bedöms i Millennium Ecosystem Assessment som den helt dominerande faktorn bakom förlust av biologisk mångfald.<sup>160</sup> En definitivt förändrad markanvändning som följer med exempelvis bebyggelse får självklart drastiska konsekvenser för både flora och fauna. Å andra sidan upptar den urbana bebyggelsen en begränsad yta.

Mer problematisk kan förändrad markanvändning på stora ytor vara. Som konstaterades ovan är röjning av skog och uppodling i en tempererad zon som den sydsvenska en reversibel förändring; om den skånska åkermarken skulle lämnas utan hävd, skulle den på sikt återbeskogas. Situationen är helt annorlunda i tropiska humida eller kustnära humida skogar. Avverkning av skogen får här sådana konsekvenser för markförhållanden och lokalt klimat att någon spontan återbeskogning inte sker.<sup>161</sup> Ett annat exempel på en potentiellt irreversibel systemstörning med regionala konsekvenser är de ovan (avsnitt 4.5) beskrivna möjliga effekterna av överbetning och förlust av inhemska markflora i Maloti-Drakensberg i Sydafrika och Lesotho.

Klimatförändringar blir med de tidshorisonter som är aktuella i planering och beslutsfattande också i praktiken irreversibla. Detta medför i vissa avseenden nya förutsättningar för politiken för biologisk mångfald.<sup>162</sup> Kombinationen av fragmenterade habitater och klimatförändringar kan komma att skapa problem för vissa arter.

---

<sup>160</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1, s. 829.

<sup>161</sup> Wilson & Agnew (1992).

<sup>162</sup> Lovejoy & Hannah (ed.) (2005).

### 5.2.6 Vilka störningar är mest relevanta?

En analys som underlag för en politik för biologisk mångfald bör söka identifiera de typer av förekommande störningar som är relevantast, antingen beroende på att störningen i sig är svår- eller opåverkbar eller på att konsekvenserna framstår som särskilt allvarliga. Man bör i möjligaste mån söka komma bort från den vanliga modellen att diskutera vad som händer om en enskild art elimineras globalt; den sortens störningar torde varken vara särskilt vanlig eller i de flesta fall särskilt allvarlig. Att den har fått så stort utrymme i forskningen beror sannolikt på att antalet arter är en förhållandevis lättmanipulerad variabel både i teoretiska analyser och i experimentella situationer. Den fråga som behöver besvaras är i stället i vilka situationer som förlust av biodiversitet i sig kan leda till allvarliga effekter.

Med utnyttjande av den kategorisering som utvecklats ovan skulle några preliminära slutsatser kunna formuleras på följande sätt:

- Tillfälliga populationsstörningar hör till de naturligt uppträdande företeelserna i ekologiska system. Populationssvängningar på 30–40 procent från ett år till nästa är inget ovanligt bland exempelvis fågelarter. Konsekvenserna för den enskilda arten kan bli allvarliga om population redan inledningsvis är mycket liten. För det berörda ekosystemet blir det allvarligt bara om den aktuella arten av en eller annan anledning har en nyckelroll i systemet.
- Bestående populationsstörningar kan bland annat uppträda i styrda ekosystem där människan exploaterar en eller flera arter för något ändamål. För att utvinningen skall vara hållbar ställs strikta krav på intensiteten i relation till den naturliga nettotillväxten i det exploaterade beståndet. Bestående populationsstörningar kan också uppträda i ekosystem med två eller flera lokalt stabila regimer, där någon naturlig störning eller mänsklig påverkan i kombination med systemets förhistoria avgör i vilken regim man hamnar. Hur allvarliga konsekvenserna av en regimförändring blir beror på förutsättningarna.
- Irreversibla populationsförändringar kan vara allvarliga om de drabbar viktiga arter eller grupper av arter. Matfisken i världshaven är en grupp som av de flesta bedömare anses befinna sig i

- ett utsatt läge. Introduktion av nya arter kan också lokalt skapa problem.
- Reversibla systemförändringar påverkar artsammansättningen mer eller mindre beroende på vilka förändringar det gäller. Ur ett policyperspektiv är det viktigt att slå fast att det är systemförändringens orsaker som bör bearbetas och att det som primärt inte är ett biodiversitetsproblem inte heller bör hanteras som ett sådant. Däremot kan det bli aktuellt med åtgärder även inom biodiversitetsområdet i syfte att överbrygga effekterna av förändringarna till dess att huvudorsaken till problemet undanröjts.
  - Irreversibla systemförändringar med konsekvenser för biodiversiteten framstår den mest svårhanterliga kategorin. Den dominerande orsaken är av allt att döma förändrad markanvändning.<sup>163</sup> Effekterna beror både av hur stora ytor som berörs och hur stora förändringar som sker på ytan. Avverkningen av tropiska humida skogar torde sammantaget (volym och intensitet) representera den största negativa förändring som för närvarande pågår. Även här gäller att grundorsaken måste angripas om det som primärt inte är ett biodiversitetsproblem skall kunna lösas.

Vid sidan av ovanstående renodlade problemtyper förekommer naturligtvis kombinationsproblem; läget för vissa arter i Östersjön är ett exempel. Effekterna av vissa störningar kan förstärkas genom positiva återkopplingsmekanismer; det globala klimatsystemet i interaktion med biosfären innehåller exempel på sådana (exempelvis frigörande av metan från områden tidigare präglade av permafrost). En bred biodiversitet kan ses som en försäkring mot konsekvenserna av större störningar, genom att nya organismgrupper då kan ta över om dagens dominerande ekosystembyggande grupper skulle försvinna.

För att man framgångsrikt skall kunna angripa ekologiska problem krävs att man har en grundläggande förståelse av problemens natur. Vad som tidigare (kapitel 3) sagts om den vanliga sammanblandningen mellan biodiversitet och ekosystemtjänster i allmänhet gäller även här.

---

<sup>163</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), vol. 1, s. 829.

### 5.2.7 Appendix: matematisk beskrivning

Detta avsnitt tjänar bara syftet att visa hur några av begreppen och typsituationerna tidigare i kapitlet kan ges en preciserad matematisk beskrivning. Det utnyttjas inte senare i texten och kan därför utan men för sammanhanget hoppas över.

#### *Grundläggande beskrivning*

Utvecklingen över tid av ett system kan komprimerat beskrivas med ekvationen

$$\Delta x = f(x, a, t),$$

där  $x$  beskriver tillståndet med hjälp av en uppsättning tillståndsvariabler,  $\Delta x$  är förändringen per tidsenhet,  $a$  är uppsättning parametrar och  $t$  är tiden. En jämvikt  $x_0$  är en lösning till ekvationen

$$f(x, a, t) = 0.$$

Ekvationen kan som nämnts ha 0, 1 eller flera lösningar. En jämvikt  $x_0$  är stabil om tillståndet efter små störningar från  $x_0$  återvänder till  $x_0$ . Endast stabila jämvikter är praktiskt intressanta, eftersom de instabila är alltför flyktiga för att lämna några bestående spår i naturen. Den enklaste formen av beskrivning för en enskild art är den logistiska ekvationen

$$\Delta x = c \cdot x (1 - x/K).$$

Konstanten  $c$  representerar nettotillväxthastigheten (nativitet minus mortalitet), medan  $K$  är den maximala population som den omgivande miljön kan bära (den så kallade *carrying capacity* för systemet). Den enda stabila jämviktspunkten för detta system är  $x_0 = K$ . Om systemet lämnas åt sig självt, kommer populationen att växa eller avta mot  $x_0 = K$ , beroende på initialnivå.

#### *Systemstörningar*

En systemstörning med effekter på en arts överlevnadsförmåga kan beskrivas som en förändring av  $K$ -värdet:  $K \rightarrow K \cdot a/a_0$ , där  $a$

sammanfattar effekterna av störningen och  $a_0$  är det referensvärde som gäller före störningen. Om  $a$ :s värde förändras, kommer population att närma sig det nya värdet på  $K$ . Den gamla jämvikten existerar inte längre, och Pimms definition av stabilitet är inte direkt användbar.

### *Hållbar utvinning*

Om  $x$  representerar en värdefull art, kan det organiseras någon form av utvinning. För en viss extraktionsintensitet är det rimligt att anta att fångsten är proportionell mot populationen ( $= bx$ ). Ekvationen för det påverkade systemet blir då

$$\Delta x = c \cdot x (1 - x/K) - b \cdot x.$$

För en *uthållig* utvinning krävs att  $b < c$ . Om detta villkor är uppfyllt, blir den nya stabila jämviktspunkten  $x_0 = K (1 - b/c)$ . Den utvunna kvantiteten  $u$  blir  $b \cdot K (1 - b/c)$ . Om denna maximeras med avseende på  $b$ , finner man att den optimala extraktionsnivån blir

$$b^* = c/2,$$

medan den optimala uthålliga extraktionen  $u^*$  blir

$$u^* = c \cdot K/4.$$

Eftersom parametervärdena alltid är omgivna av viss osäkerhet, kan det finnas anledning att välja en något lägre extraktionstakt än detta värde, där säkerhetsmarginalens storlek beror på graden av osäkerhet.

### *Multipla jämvikter*

Om två arter  $x$  och  $y$  konkurrerar om samma ekologiska nisch, kan ekvationssystemet för den gemensamma utvecklingen schematiskt skrivas

$$\begin{aligned} \Delta x &= c \cdot x (1 - x/K) - b \cdot x \cdot y/K \\ \Delta y &= c \cdot y (1 - y/K) - b \cdot x \cdot y/K. \end{aligned}$$

Systemet har två stabila jämviktspunkter,  $(x_0, y_0) = (K, 0)$  och  $(x_0, y_0) = (0, K)$ . I realiteten bör man inte räkna med att någondera art helt elimineras av konkurrensen utan att båda oavsett aktuell jämviktspunkt finns representerade i systemet. Om systemet utsätts för en störning som för det från den första jämviktspunkten till den andra, krävs en minst lika stor störning i motsatt riktning för att återföra det till den ursprungliga jämvikten; det räcker alltså inte att störningen upphör (hysteres).

### *Utvinning och multipla jämvikter*

Om den ena arten i föregående system är föremål för utvinning, krävs en mindre störning än i naturtillståndet för att systemet skall övergå i den oönskad jämvikten dominerad av den andra arten. Behovet av säkerhetsmarginaler ökar därmed i en sådan konkurrenssituation.

## 5.3 Ambitionsnivåer

### 5.3.1 En typologi för offentliga ingrepp

Som ett alternativ till att definiera ambitionsnivåer i siffror kan man beskriva dem med avseende på deras karaktär. En möjlighet är att utgå från vad man bedömer skulle hända med miljön i avsaknad av offentliga ingrepp av olika slag och på basis av en sådan analys beskriva både motiven för offentliga ingrepp inom miljöområdet på vilket nuvarande politiken inom detta och andra relevanta politikområden bidrar till att förbättra – eller i värsta fall försämra – situationen.<sup>164</sup>

I korthet går analysen till enligt följande. Det finns en inom ekonomin dominerande neoklassisk jämviktsmodell som garanterar effektivitet hos marknader under vissa, ganska orealistiska förutsättningar.<sup>165</sup> När dessa förutsättningar inte är uppfyllda, föreligger ett *marknadsmisslyckande*. Sådana kan systematiseras på olika sätt; en möjlig kategorisering ger följande lista:

- *Negativa externa effekter*: Det klassiska exemplet är negativ miljöpåverkan från produktion eller konsumtion.

<sup>164</sup> Molander (1999).

<sup>165</sup> För en genomgång av dessa, se någon standardframställning som Arrow & Hahn (1971).

- *Kollektiva nyttigheter eller mer allmänt positiva externa effekter:* Typiska exempel är delar av infrastrukturen och spridningseffekter av utbildning. På miljöområdet kan vidmakthållandet av en artrik biotop ses som produktion av kollektiv nyttighet.
- *Lång tidshorisont:* I vissa fall räcker inte den individuella rationaliteten för att garantera ett uthålligt nyttjande av en resurs. Den svenska skogsvårdslagen skapades vid förra sekelskiftet för att råda bot på denna typ av marknadsmisslyckande.
- *Informationsbrist:* När varor och tjänster har högt kunskapsinnehåll, råder en asymmetrisk situation mellan producent och konsument, som kan leda till marknadsmisslyckanden.
- *Autonomibrist:* Om den som skall fatta beslut av någon orsak inte är beslutsfäähig, som fallet är vid alkohol- och drogmissbruk, finns också risk för felaktiga jämvikter. Detta är knappast aktuellt i miljösammanhang.
- *Bristande konkurrens:* Grundmodellen förutsätter att producenter och konsumenterna var och en är så små att de inte kan påverka marknaden signifikant. I situationer med en eller få producenter eller konsumenterna gäller inte detta. Konkurrensvårdande myndigheter har till uppgift att övervaka marknader ur detta perspektiv.

Det kan också hända att marknadsjämvikten är effektiv men inte anses fördelningsmässigt acceptabel; detta kan vara motiv för *fördelningspolitiska* ingrepp. Den kan också vara effektiv och acceptabel men inte ha önskvärda stabilitetsegenskaper, i vilket fall det kan vara aktuellt med *stabiliseringspolitiska* ingrepp.

Att man konstaterar att det föreligger ett motiv för ett offentligt ingrepp av något slag är emellertid inte tillräckligt. Man måste också bestämma vad som i så fall är den bästa formen av ingrepp – en skatt, en reglering eller liknande – och dimensionera ingreppet. Om en skatt är lämplig, hur hög bör den i så fall vara? Om vissa arealer bör undantas från skogsbruk genom reservatsbildning, hur många hektar bör det då gälla? Dessvärre finns det ingen generell metod för att finna ett tillfredsställande svar på dessa frågor. I praktiken kommer ganska mycket av beslutet att avgöras av en politisk process som inte säkert leder till korrekta resultat i den meningen att de återspeglar medborgarnas preferenser på ett tillfredsställande sätt.



Till ovanstående problem kommer risken för *politikmisslyckanden*. Det är inte säkert att de vidtagna åtgärderna leder till önskat resultat, och det kan också vara så att kostnaderna i vid mening för ingreppen överstiger den välfärdsvinst man gör genom att korrigera marknadsmisslyckandet. En annan form av politikmisslyckande är offentliga ingrepp som görs på andra områden och som har oönskade effekter på miljön.

Inom miljöpolitiken och mer specifikt politiken för biologisk mångfald är det i första hand *negativa externa effekter*, vissa *kollektiva nyttigheter* och problemen med *långa tidshorisonter* som är aktuella. *Fördelningseffekter* kan vara viktiga lokalt, till exempel vid miljöstörningar från trafikinvesteringar, och är på ett mer allmänt plan viktiga i utvecklingsländer, där nyttjarna av biologisk mångfald kan vara ekonomiskt eller politiskt svaga. *Politikmisslyckanden* är viktiga framför allt inom andra sektorer av betydelse för biodiversiteten – jordbruk, skogsbruk och fiske.

Grovt sett kan man urskilja fyra typsituationer för statens och marknadens relation till ett miljöproblem:

- Staten förorsakar själv miljöproblemet i fråga.
- Det finns förutsättningar att hantera problem inom ramen för en i stort sett oreglerad marknad, eventuellt med vissa smärre stimulansåtgärder från statens sida.
- Det föreligger vissa konflikter mellan marknadsintresset och miljöintresset, men dessa är hanterbara med hjälp av offentliga standardingrepp såsom avgifter, subventioner, begränsade regleringar etc.
- Konflikten mellan marknadsintresset och miljöintresset är så stark att den enda möjligheten att lösa problemet är att helt separera det aktuella objektet från marknaden, såsom när man skyddar biotoper från ekonomisk exploatering genom reservatsbildning.

De olika fallen representerar i angiven ordning stigande ambitionsnivåer för de offentliga ingreppen i ekonomin. Oavsett var man menar att den offentliga sektorn bör lägga sig på denna skala synes det naturligt – av legitimitetsskäl – att börja med att angripa de miljöproblem som det offentliga självt är upphov till. Åtskilliga av de nu aktuella problemen med allvarligt störda

ekosystem och åtföljande förlust av biodiversitet härrör från offentliga ingrepp inom olika sektorer.<sup>166</sup>

### 5.3.2 Undanröja politikmisslyckanden

De klassiska näringarna – jordbruk, skogsbruk, fiske – är också sådana där det offentliga i hög utsträckning påverkar förutsättningarna för produktion, handel och konsumtion. Detta sker med flera olika tekniker – subventioner till produktionen (arealstöd, exportsubventioner m.m.), handelshinder (importavgifter, kvoter m.m.), restriktioner på produktionen (fångstkvoter, återplanteringskrav etc.) och annat. Dessa ingrepp kan ha mycket olika effekter på den biologiska mångfalden, och nettoeffekten kan vara svår att beskriva. I det följande koncentreras diskussionen till subventioner.

Pieters (2003) har samlat några faktorer som tenderar att göra subventioner skadliga:<sup>167</sup>

- Subventionen driver upp produktionen, vilket ökar miljöbelastningen.
- Produktionen är utspridd på många små producenter.
- Det saknas effektiva kompensatoriska miljöåtgärder.
- Det finns miljövänligare alternativ som inte utnyttjas på grund av subventionen.

#### *Jordbruk*

Jordbruket är i Europa och många andra länder en sektor där dessa faktorer är som mest kännbara. Traditionell svensk och europeisk jordbrukspolitik bygger på administrativt satta priser på hög nivå, som ökat både den totala produktionen och miljöbelastningen i form av exempelvis kväveläckage.<sup>168</sup> Det finns också negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden som verkar genom olika orsakskedjor.<sup>169</sup> Rent allmänt föreligger en konkurrens mellan

---

<sup>166</sup> För en allmän diskussion av hithörande problem, se OECD (2005), OECD (2006) och OECD (2007).

<sup>167</sup> Pieters (2003).

<sup>168</sup> SOU 1989:63.

<sup>169</sup> Lingard (2002), OECD (2003).

olika markanvändningsalternativ som kan utfalla till den biologiska mångfaldens nackdel.<sup>170</sup> En konsekvens av den traditionella högprisnivålinjen i svenskt och europeiskt jordbruk är högre markpriser, vilka gör det rationellt för den enskilde producenten att företa ytterligare rationaliseringar på marken – eliminera diken, åkerholmar och andra småbiotoper i terrängen som gynnar mångfalden. Jordbrukssubventioner har också gjort det lönsammare att dika ut våtmarker både i Europa och USA.<sup>171</sup> Här i Sverige pågick omfattande och miljöskadliga schaktningsarbeten i syfte att öka arealen jordbruksmark längs Emån i slutet av 1980-talet, samtidigt som diskussioner fördes om en jordbruksreform där överskottet på jordbruksmark av producenternas representanter sågs som ett huvudproblem.

Det finns också positiva erfarenheter av miljöförbättringar som en följd av avreglering. Nya Zeeland genomförde under 1980-talet en serie makroekonomiska och sektoriella reformer som förändrade villkoren för jordbruksnäringen väsentligt. Kreaturs-hållningen minskade i omfattning liksom användningen av handelsgödsel och bekämpningsmedel. Omvandlingen av ursprunglig skogsmark till jordbruksmark upphörde i stort sett, liksom investeringar i bevattning och dränering. En viss återbeskogning skedde också.<sup>172</sup>

I många avseenden går alltså en rörelse i riktning mot färre regleringar och öppnare marknader hand i hand med miljöintresset.<sup>173</sup> Nu skall detta inte tolkas så att avveckling av jordbruksregleringar alltid innebär miljöförbättringar. Bilden är blandad, och det krävs en analys i det enskilda fallet för att avgöra vilka positiva och negativa effekter som kan bli följden av en viss åtgärd i ett land eller en region.<sup>174</sup> EU:s jordbrukspolitik har under senare tid reformerats i riktning mot mindre marknadsstörande stödåtgärder, vilket av EU-kommissionen har antagits komma att få positiva effekter på miljön.<sup>175</sup> Vad nettoresultatet blir för den biodiversitet som är kopplad till jordbruksmark är svårt att i dagsläget förutsäga.<sup>176</sup>

---

<sup>170</sup> Runge (1994).

<sup>171</sup> OECD (1999b).

<sup>172</sup> MAFNZ (1996).

<sup>173</sup> LaVina et al. (2002).

<sup>174</sup> UNEP (2003).

<sup>175</sup> EU-kommissionen (2006).

<sup>176</sup> Gärdenfors m.fl. (2005), s. 80.

*Fiske*

Fisk är den huvudsakliga proteinkällan för omkring en miljard människor. Fiske sysselsätter ett par hundra miljoner, och fisk och fiskprodukter står för en stor del av exporten för många utvecklingsländer. Samtidigt kommer det allt fler signaler om att fisket på global nivå befinner sig i kris. Fångsterna, som växte med 6 procent per år under 1960- och 70-talen, planade under 1990-talet ut.<sup>177</sup> Inlägg i den internationella debatten kommer inte bara från opinionsbildande miljöorganisationer<sup>178</sup> utan också från internationella organ som FAO och Världsbanken, som har ett utpräglat brukarperspektiv på naturresurserna.<sup>179</sup>

Av tradition utgör havet en gemensam global resurs, med alla de fördelar och problem det för med sig. Utan en överordnad instans med möjligheter att övervaka och ingripa vid överutnyttjande finns en risk för att resursen inte brukas på ett uthålligt sätt. Havet kan av rent praktiska skäl inte förvaltas på det intensiva sätt som jordbruksmarken eller ens skogen. I hög grad är man därför beroende av de marina ekosystemens egen dynamik och begränsningar, inklusive de restriktioner som biodiversiteten kan innebära för produktivitet och störningskänslighet.

Utsträckningen av territorialvattengränsen till 200 sjömil som genomfördes i FN:s regi förväntades minska eller eliminera problemet med överfiskning. Så skedde inte. Dels återstod stora områden som inte täcktes av den nya gränsen; när restriktionerna på fisket blev kännbara, ökade trycket på dessa oreglerade områden. Dessutom har ett antal industriländer förhandlat sig till avtal som ger nyttjanderätt till delar av utvecklingsländernas territorialvatten, med i vissa fall negativa effekter på bestånden.

Subventioner spelar en central roll i detta sammanhang; att subventioner på ett signifikant sätt bidrar till överutnyttjandet ifrågasätts inte på allvar i dag av initierade bedömare.<sup>180</sup> De länder som inte subventionerar sin fiskenäring och ålägger sig restriktioner förlorar till de länder som ger subventioner och på olika vägar lättar på restriktionerna. De avtal som förhandlas fram gör det i vissa fall ointressant för utvecklingsländerna att bygga upp en egen fiskeindustri, varför de förblir i rollen som råvaru-

---

<sup>177</sup> WTO (2000), cit. i Porter (2002).

<sup>178</sup> Se Binet (2007) för ett representativt exempel.

<sup>179</sup> FAO (1992), Schrank (2003), Milazzo (1998).

<sup>180</sup> Det kanadensiska exemplet analyseras av Ruseski (2006).

leverantör, dessutom ofta med stort beroende av en enskild marknad. EU har på detta område uppträtt tämligen aggressivt.<sup>181</sup>

Problemen i Sveriges närområde – Östersjön, Västerhavet – är välkända.<sup>182</sup> Åtminstone för Östersjön finns det indikationer på att problemen med fisket hänger samman med djupa förändringar av ekosystemet – förutom en överexploatering av själva bestånden och påverkan på bottenfauna av trålning också en försvagning av predatorer som sälen i toppen av näringskedjan, kraftig tillväxt i botten till följd av eutrofiering – och att biodiversiteten alltså är en central variabel i sammanhanget.<sup>183</sup>

### *Andra sektorer*

Subventioner i en lång rad andra sektorer med direkt eller indirekt betydelse för den biologiska mångfalden. Skogen påverkas av offentliga ingrepp, i allmänhet dock mindre drastiskt än både jordbruk och fiske, därför att subventionsnivån generellt är lägre. Det finns dock negativa exempel även här. Allmänt sett har skogsvårdspolitiken i Sverige under lång tid varit inriktad mot produktionsförmåga med begränsad hänsyn till långsiktiga ekologiska restriktioner. Det har givits statliga bidrag till anläggande av skogsbilvägar som gjorde avverkning av artrika men annars ekonomiskt mindre intressanta sumpskogar lönsam. Statligt stöd har också utgått till utdikning av våtmarker. Dessa stödformer har tagits bort på senare år.<sup>184</sup> Repetto visade i en studie att avverkning av regnskog i Brasilien till förmån för boskapsdrift inte skulle ha varit lönsam utan statliga subventioner.<sup>185</sup>

Även andra sektorer kan vara intressanta ur ett biodiversitetsperspektiv. I många länder betalar odlare inte kostnadstäckande priser för vatten till bevattningsanläggningar. Det leder till överuttag, med negativa konsekvenser för vattentillgången. Aralsjön är ett extremt, storskaligt exempel på kraftigt reducerad biodiversitet med detta ursprung. Men det finns också positiva exempel på rörelser mot korrekt prissättning av vattnet, med åtföljande positiva miljöeffekter.<sup>186</sup> Också subventioner till energi- och

<sup>181</sup> För en analys av fallet Senegal och EU:s uppträdande gentemot Senegal, se UNEP (2002), Brown (2005).

<sup>182</sup> Naturvårdsverket (2006 b), (2006 d), Fiskeriverket (2007).

<sup>183</sup> Österblom et al. (2007).

<sup>184</sup> Naturvårdsverket (2006 c).

<sup>185</sup> Repetto (1988).

<sup>186</sup> Se Pittar (2006) för en genomgång av de australiska erfarenheterna.

transportsektorerna kan ha negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden genom den allmänt ökade belastning på miljön som de tenderar att generera.

### 5.3.3 Stimulera marknader<sup>187</sup>

I vissa fall råder det betydande överensstämmelse mellan ekonomiska intressen i trängre mening och intresset av att bevara biologisk mångfald. Det är sällsynt att det är mångfalden i sig som är ekonomiskt intressant; i normalfallet handlar det om någon eller några aspekter av den. Det som kommer närmast idealfallet torde vara ekoturism till extremt artrika tropiska skogar, men också här är det bara en del av den biologiska mångfalden – den för ögat synliga – som låter sig exploateras. Ibland kan dock de ekonomiskt intressanta aspekterna vara tillräckliga för att en biotop skall vara intressant i sin helhet.

Som redan noterats (avsnitt 3.3) kan ett uthålligt bruk av en tropisk skogs många olika resurser vara mer lönsamt än en avverkning, under förutsättning att alla nyttigheter värderas och ersätts korrekt. Problemet är att många nyttigheter inte kommer ut på en marknad och att de hushåll som värderar andra nyttigheter än träråvaran är ekonomiskt och politiskt svaga om det kommer till intressekonflikter. Ibland kan dock producenterna med assistans hitta till mer avlägsna och köpstarka marknader. I Sydafrika skördas uthålligt och i liten skala växter från det unika *fynbos*-biomet i södra delen av landet för export till Europa.<sup>188</sup> Uthållighetskravet är dock väsentligt, eftersom en produkt kan bli så eftertraktad att utvinningen går ut över andra arters livsvillkor. Förbudet mot utvinning av elfenben har lett till ökad efterfrågan på tagua-nöten ("vegetariskt elfenben") för slöjdändamål. Nöten har blivit så eftersökt att trädet har blivit ett odlingsobjekt, vilket på vissa håll har blivit ett hot mot andra arter i samma biotoper.

Den vanligaste associationen mellan marknader och biodiversitet är annars turismlänken. Närmare bestämt handlar det om den speciella form av turism som går under namnet ekoturism.<sup>189</sup> Denna har vuxit mycket snabbt under senare

<sup>187</sup> En allmän referens för detta avsnitt är OECD (2004).

<sup>188</sup> Bland annat arter från den för Sydafrika exklusiva *Protea*-familjen; se Ashwell et al. (2006).

<sup>189</sup> En allmän referens till området är Weaver (ed.) (2001); specifikt för Afrika, se Reid (ed.) (2002).

decennier, även om det på grund av avgränsningsproblemet är svårt att ge exakta siffror. Generellt är det inte så att attraktiva arters behov sammanfaller med allmänna biodiversitetskrav, men det är trots allt så i de flesta fall att intresse av att vidmakthålla livskraftiga populationer av sådana attraktiva arter är bättre än inget intresse alls.

Även för ekoturismen finns det ett uthållighetskrav; varje biotop har en begränsad kapacitet för turister även om de ålägger sig restriktioner. Var taket för exploateringen går beror självfallet av lokala förutsättningar.

Sverige har generellt tämligen goda förutsättningar för biodiversitetsrelaterad turism.<sup>190</sup> Landet är glesbefolkat och har både generellt attraktiva biotoper och ett antal attraktiva arter. Älgen torde vara den bäst kända på kontinenten, men en livskraftig svensk vargstam skulle liksom den rumänska ha en betydande attraktionskraft.

En generell erfarenhet av marknadsmässig exploatering av biologisk mångfald är att lokalbefolkningen måste engageras och integreras i den ekonomi som genereras; utan detta engagemang och en fördelning av inkomsterna som upplevs som legitim har utvecklingen små förutsättningar att lyckas. Det var detta som skedde i elefanttäta områden i östra och södra Afrika; när en levande elefant kom att uppfattas som mer värdefull än en död, upphörde tjuvskytten och den illegala handeln med elfenben. Om något liknande kan åstadkommas beträffande den svenska vargen är en öppen fråga.<sup>191</sup> Potentialen bör vara betydande.<sup>192</sup> Den utbredda negativa attityden till vargen har föga med vargens farlighet för människan att göra. Ett antal personer har på senare år attackerats av björn och någon har dödats, men attityden till björnen är väsentligt positivare än till vargen.

#### 5.3.4 Påverka marknader

Att det råder fullständig harmoni mellan marknadsintresse och miljöintresse hör till undantagsfallen; det finns praktiskt taget alltid externa effekter som behöver tas om hand på ett eller annat sätt.

---

<sup>190</sup> Se Fredman (2000) för exempel och analyser.

<sup>191</sup> Se Widstrand m.fl. (2004).

<sup>192</sup> En Google-sökning på "älgafari" ger 17 500 träffar, medan motsvarande för "björnsafari" ger 750 och "vargsafari" ger 470 träffar (oktober 2007). Den sistnämnda inkluderar då utländska möjligheter i bl.a. Spanien och Rumänien.

Reservatsalternativet, som innebär att en viss del av rummet helt undantas från ekonomisk exploatering, är av rena budgetskäl också det ett undantag. Det vanligaste förhållandet mellan marknader och biologisk mångfald är därför en måttlig konflikt. Det offentliga roll blir i dessa lägen att påverka beteendet genom restriktioner, avgifter, bidrag och liknande måttliga ingrepp. Det är framför allt i två sammanhang som konflikter blir aktuella: dels i de näringar som i betydande grad utnyttjar eller påverkar ekosystem, dels mer generellt vid formella beslut om markanvändning.

Naturvårdsverket har i sin översikt över konventionens genomförande i Sverige lyft fram skärningspunkterna mellan konventionens artiklar och de svenska miljömålen.<sup>193</sup> Artiklarna 10 om hållbart utnyttjande av resursen och 11 om styrmedel visar sig aktuella för samtliga miljömål. Ett problem vid uttolkningen av konventionens definition av begreppet ”hållbart nyttjande” är att det är svårt generellt beskriva hur en naturresurs utnyttjas på ett hållbart sätt. Det är därför svårt att avgöra om nyttjandet av den biologiska mångfalden är hållbart i konventionens (eller någon annan) mening.

De offentliga regleringarnas negativa inflytande inom jordbruk och fiske har redan konstaterats. *Skogspolitiken*, som är mindre ingripande, syftar till att kombinera natur- och kulturvårdsintressen med ekonomiskt nyttjande. Den skogsvårdslag som tillkom vid förra sekelskiftet syftade just till att garantera ett uthålligt nyttjande av skogsmarken. Naturvårdsincitamenten för skogsägarna anses dock av många vara alltför svaga för att ha avsedd effekt. Det finns en överenskommelse med de privata skogsägarna om frivillig avsättning av mark och andra självpåtagna restriktioner i skogsbruket, men oklarheter i redovisningen gör att osäkerhet råder om i vilken utsträckning dessa överenskommelser har förverkligats. I Statskontorets analys av miljö kvalitetsmålet ”Levande skogar” konstateras att den främsta orsaken till att målen inte nås för formellt skyddade arealer är att de avsatta resurserna för ersättning till markägare och handläggande personal har varit otillräckliga, och att en bättre balans mellan ambitioner och resurser framgent krävs.<sup>194</sup>

Ett viktigt styrmedel står konsumenterna av trä- och pappersvaror för, när de ställer krav på producenterna att leva upp till miljötaganden. System för miljöcertifiering är ett frivilligt redskap

<sup>193</sup> Se figur 6.1, avsnitt 6.4.

<sup>194</sup> Statskontoret (2007).



som ger konsumenterna större möjlighet att välja produkter som tar hänsyn till den biologisk mångfaldens krav. Den dominerande certifieringsorganisationen, *Forest Stewardship Council* (FSC), ställer ganska långtgående krav på vad som skall kallas uthålligt skogsbruk och har också ett system med revision i fält i samband med certifieringen.<sup>195</sup> Organisationen har byggts upp på global nivå av skogsproducenterna och är i den meningen ett instrument för miljöstyrning som marknaden själv har etablerat. Det stöds dock av offentliga regleringar, till exempel det internationella avtalet rörande tropiskt timmer (ITTA), tillkommet inom FN:s handelsorgan Unctad och ratificerat av ett stort antal länder och EU. Ett problem med FSC-certifieringen ur biodiversitetssynvinkel är att den bara uttalar sig om uthålligheten i skogsbruket när skogen väl är etablerad. Om biologisk mångfald går förlorad när skog planteras på mark som tidigare utnyttjats för andra ändamål, registreras detta inte.

Ett viktigt instrument för påverkan av enskilda beslut med konsekvenser för biodiversiteten är bestämmelserna om *konsekvensbedömningar och skadebegränsning* vid miljöskadlig verksamhet. Miljöbalkens regler om miljökonsekvensbeskrivningar är Sveriges medel för att efterleva mångfaldskonventionens artikel 14 om konsekvensbeskrivningar och skadebegränsningar. Från naturvårdshåll har dock hävdats att miljökonsekvensbeskrivningarna inte tar tillräcklig hänsyn till den biologiska mångfalden i sina analyser.<sup>196</sup>

Ett generellt problem som måhända borde ägnas större utrymme i policydiskussionen gäller avvägningen mellan koncentrerade och spridda insatser. Arter eller biotopers överlevnad avgörs av både intensiteten i de åtgärder som vidtas och deras spridning. Restriktioner på exempelvis skogsbruket kan variera från lätta inskränkningar i spektret av tillåtna brukningsmetoder till förbud mot ekonomiska aktiviteter överhuvud. De samhällsekonomiska kostnaderna beror av båda dimensionerna. Från naturvårdshåll önskar man sig gärna långtgående restriktioner över stora ytor, men det intressanta policyproblemet är hur en viss budget bör fördelas för att man skall uppnå bästa möjliga effekt. Det är fullt möjligt att effekten blir högre om man minskar på restriktionerna på stora ytor som i viss mening redan är ointressanta och i stället koncentrerar resurserna till mindre ytor

<sup>195</sup> Svenska FSC-rådet (2000), (2006).

<sup>196</sup> de Jong m.fl. (2004).

med högre bevarandevärde.<sup>197</sup> Problemet är komplicerat att analysera, och svaret beror bland annat på områdets ekologiska historia.<sup>198</sup>

#### *Främmande arter*

Det tidigare nämnda problemet med invasiva *främmande arter* hänger också samman med det offentliga begränsade inflytande över olika sektorer. Ofta sprids främmande arter med mänsklig hjälp, till exempel genom handel och transporter. Jättelokan *Heracleum mantegazzium* är en trädgårdsväxt (i själva verket flera arter) med kaukasiskt ursprung som omnämns som förvildad trädgårdsväxt redan 1870. På senare decennier har den vunnit stor spontan spridning, vilket fått motivera en tvingande föreskrift från Staten jordbruksverk om bekämpning.<sup>199</sup> Arter som omedvetet förts till Sverige med det internationella handelsutbytet är ett antal ogrässorter, spansk skogssnigel (till Skåne vid mitten av 1970-talet) och havslevande organismer som förs in med barlastvatten. I vissa länder finns restriktioner på hanteringen av barlastvatten med syfte att begränsa sådan omedveten spridning.

Förmågan att skydda människor, husdjur och grödor mot främmande arters negativa inflytande är av uppenbara orsaker bättre än förmågan att skydda den vilda biologiska mångfalden. Preliminära riskbedömningar av de hot som främmande arter kan medföra för våra ekosystem har gjorts som underlag för den strategi för området som Naturvårdsverket arbetar med.

### **5.3.5 Reservatsbildning**

Reservatsbildning är den klassiska metoden att bevara biologisk mångfald och andra naturvärden.<sup>200</sup> Den bedömning som görs är då att de värden man söker bevara inte låter sig förenas med ekonomisk aktivitet av något slag på den aktuella ytan, annat än möjligen en restriktionsomgärdad besöksverksamhet.

---

<sup>197</sup> Urban Emanuelsson pers. medd. Den tidigare citerade studien av Hanski leder också till slutsatser i denna riktning.

<sup>198</sup> Ranius och Kindvall (2006).

<sup>199</sup> SJVFS 1998:31.

<sup>200</sup> För en översikt över state-of-the-art på området, se t.ex. Groom et al. (2006).

Reservatsbildning som metod är förknippad med ett antal problem. Det första och mest omedelbara är att den areal som kan undantas genom offentliga inköp av mark av budgetskaäl nödvändigtvis blir ganska begränsad. Man kan på detta sätt inte skydda mer än de mest högvärdiga arealerna, vilket kan lösa lokala problem för enskilda arter eller grupper av arter men har mer osäkra konsekvenser på ekosystem- eller landskapsnivå. Lokala åtgärder måste därför kompletteras med ett bredare perspektiv på de högre nivåerna.<sup>201</sup> EU:s projekt Natura 2000 är ett försök att skapa ett nätverk av sådana skyddade öar av biodiversitet som skall vara tillräckligt sammanhängande för att fungera också på de högre nivåerna. I Sverige omfattar natura 2000 för närvarande drygt 4 000 områden. Områdena är dock ganska små och fragmenterade. Om strategin kommer att lyckas är därför en öppen fråga.

Ett andra problem är att reservat normalt fordrar skötsel. Många biotoper är skyddsvärda som ett resultat av mänskliga ingrepp, ibland under lång tid, och kräver fortsatt verksamhet över ytan för att bevaras. Utan skötselåtgärder sker en igenväxning, som kan hindra grova träds utveckling och skugga ihjäl värmekrävande arter, och andra förändringar som kan hota de värden som reservatsbildningen är tänkt att skydda.

Ytterligare ett problem är de nu brett uppmärksammade klimatförändringar som förväntas ske under detta århundrade. Reservat ligger där de ligger, och förändringar i nederbörd, temperatur och andra miljövariabler kan förändra förutsättningarna för flora och fauna så långt att ekosystemen förändras märkbart.

Till de mer framgångsrika styrmedlen hör de ekonomiska stöd som ges inom ramen för EU:s gemensamma jordbrukspolitik för att vidmakthålla biologisk mångfald i odlingslandskapet genom skötsel av ängs- och hagmarker. De expanderade kraftigt i samband med 1990 års livsmedels- och jordbrukspolitiska reform och omsätter nu varje år över en halv miljard kronor. Närmare 500 000 hektar ängs- och betesmarker med stora natur- och kulturhistoriska värden upprätthålls idag inom ramen för programmet. Urvalet av objekt bygger i stor utsträckning på de ängs- och hagmarksinventeringar som genomfördes åren kring 1990 och som senare har uppdaterats. De har kritiserats för att vara alltför fokuserade på kärlväxter, och åtgärdsprogrammen anses inte alltid ha lett till bästa möjliga resultat för naturvården.<sup>202</sup>

---

<sup>201</sup> Gärdenfors (ed.) (2005), s. 80.

<sup>202</sup> Gärdenfors ibid.

Vissa av åtgärdsprogrammen inom det här området illustrerar på ett intressant sätt bredden av instrument och aktörer som kan bli aktuella. För att bevara bestånd av gamla ekar insprängda i produktiv barrskog i Uppland har det krävts samarbete mellan Upplandsstiftelsen, som stått för inventering och analys, markägaren (ett skogsbolag), som vidtagit röjning kring de aktuella ekbestånden, Världsnaturfonden, som bidragit till stängsling, och landsbygdsprogrammet för stöd till själva betesdriften.<sup>203</sup> Inom dagligvaruhandeln förekommer dessutom merbetalning för kött som producerats inom ramen för sådana program ("naturbeteskött").

I skogen pågår som redan noterats en omprövning av reservatspolitiken med motiveringen att det tidigare arealmålet hursomhelst inte skulle gå att uppnå. Regeringen har i den senaste budgetpropositionen annonserat att den avser att återkomma med nya förslag till instrument för bevarande av biologisk mångfald i skogen. En central fråga är hur en begränsad budget bäst skall fördelas över en så stor yta som det här är fråga om. Mångfaldens utveckling beror av både en ytvariabel och en kvalitetsvariabel, och hur dessa båda skall avvägas för ett optimalt resultat är komplicerat att besvara. Som nämnts är det möjligen så att man skulle lätta på restriktionerna ytterligare för de arealer som bedöms som helt ointressanta ur ett biodiversitetsperspektiv och koncentrera en större del av ansträngningen till intressanta arealer vid sidan av de rena reservaten. Mot det skall ställas att så stora delar av skogsmarken i Sverige är eller har varit föremål för intensivt utnyttjande att de särskilt värdefulla områdena kan vara alltför få för att ensamma kunna säkra miljökvalitetsmålen.

---

<sup>203</sup> Pär Eriksson, Upplandsstiftelsen, pers. medd.

## 6 Aktuell politik i sammandrag

### 6.1 Inledande anmärkningar

Att beskriva aktuell politik för biologisk mångfald är till följd av begreppets otydlighet problematiskt. Som konstaterades i kapitel 2 har det visat sig svårt att etablera en klar och allmänt accepterad definition. Det som kommer närmast en sådan är antalet arter inom en avgränsad del av rummet, men det understryks samtidigt i många styrdokument att denna indikator bara fångar en del av den komplexa verklighet som man söker påverka i praktiskt politik. Som en konsekvens av denna svårighet har begreppet kommit att tunnna ut; åtskilligt av det man gör inom miljöpolitiken i stort kan på ett eller annat sätt hävdas komma den biologiska mångfalden till godo, i synnerhet som den biologiska mångfalden i någon mening är allstädes närvarande i biosfären.<sup>204</sup> Man kan med denna vidare tolkning hävda att svensk politik för biologisk mångfald går tillbaka åtminstone till början av 1900-talet, då de första nationalparkerna bildades, trots att begreppet biodiversitet inte var uppfunnet vid denna tidpunkt och att motiven då hade mer med estetik eller kulturhistoria att göra.<sup>205</sup>

---

<sup>204</sup> Problemet är analogt med att beskriva svensk politik för demokrati. I en trängre mening handlar det om utgifter för den demokratiska infrastrukturen (Valmyndigheten m.m.), de delar av utbildningspolitiken som har att göra med demokratiska värderingar i skolan, presstöd, stöd till politiska partier och folkrörelser och liknande. Samtidigt kan man hävda att utgifter för folkbokföringen bör föras hit (nödvändigt för korrekta vallängder), utbildningspolitiken i stort (högre utbildningsnivå befördrar respekten för demokratiska procedurer), näringspolitiken (dito för högre ekonomisk utbildningsnivå), etc. Globalt bidrar Sverige till demokratiutveckling i trängre mening via stöd till governance-projekt i utvecklingsländer eller Idea-institutet i Stockholm, men i vid mening kan hela politiken för global utveckling (PGU) sägas bidra, eftersom fattigdomsbekämpning (huvudmålet för PGU) underlättar utvecklingen av demokratiska processer i samarbetsländerna.

<sup>205</sup> Så görs också i Naturvårdsverket (2006 c), s. 11.

För att diskussionen skall bli hanterlig och meningsfull är det ändå nödvändigt att begränsa sig. Med politiken för biologisk mångfald *i trängre mening* bör då avses de åtgärder som tar sikte på att specifikt befordra den biologiska mångfalden i någon väl-definierad mening – att bevara en art, en naturtyp eller liknande. Beskrivningen i det följande hålls kortfattad. För mer fullständiga beskrivningar hänvisas till publikationer från berörda myndigheter inom Sverige och internationellt.

## 6.2 Globalt

Konventionen om biologisk mångfald (*Convention on Biodiversity, CBD*)<sup>206</sup> är styrande för mycket av arbetet med den biologiska mångfalden både i Sverige och utomlands. Konventionen undertecknades 1992 i FN:s regi och syftar till att bevara biologisk mångfald, att befordra ett uthålligt nyttjande av mångfalden och att bidra till en rättvis fördelning av den nytta som kan utvinnas ur genetiska resurser. Flera andra internationella konventioner har beröring med området: Ramsarkonventionen rörande våtmarker, Bonnkonventionen om skyddet för flyttande vilda djur, Bernkonventionen om skydd för vilda djur och växter samt deras livsmiljöer, Cites, som reglerar handeln med vissa utrotningshotade vilda djur, och marina överenskommelser som Helsingforskonventionen. Vid ett toppmöte i Johannesburg år 2002 antogs en handlingsplan med syfte att bromsa förlusten av biologisk mångfald med sikte på år 2010.

Därutöver påverkas tillståndet för den biologiska mångfalden inom en rad internationella sektorsorgan som inte har primärt till uppgift att behandla miljöfrågor, till exempel den internationella sjöfartsorganisationen IMO och handelsorganisationen WTO.

### *Svensk politik*

Sverige agerar globalt i olika sammanhang, både bilaterala och multilaterala. Agerandet skall då styras av de övergripande målen i Sveriges politik för global utveckling (PGU) – fattigdomsbekämpning och rättighetsperspektivet. Detta får konsekvenser också för politiken för biologisk mångfald på global nivå. Viktig för

---

<sup>206</sup> [www.cbd.int](http://www.cbd.int).

styrningen av utvecklingssamarbetet är också Parisdeklarationen från 2005, som undertecknats av mer än 100 industri- och utvecklingsländer. Parisdeklarationen innebär i korthet att utvecklingssamarbetet i större utsträckning än tidigare skall samordnas och harmoniseras med samarbetsländernas egen politik och att det i möjligaste mån skall utnyttja samarbetsländernas egna administrativa system. Det innebär en tonvikt på nationellt ägarskap och en rörelse bort från traditionellt projektstöd i riktning mot generellt budgetstöd.

Inom den *multilaterala* kategorin stöder Sverige indirekt organisationer som är aktiva också inom området biodiversitet, till exempel FN:s miljöprogram UNEP, utvecklingsprogrammet UNDP, Världsbanken med flera. Genom sitt medlemskap i EU deltar Sverige inte bara i det miljöarbete som avser medlemsländernas egen utveckling utan också i det internationella utvecklingssamarbete som EU bedriver. EU är i dag den största enskilda givaren inom det internationella samfundet, varför det är viktigt hur miljöaspekterna behandlas inom EU:s samarbetsprogram.

Sverige stöder genom biståndsorganet Sida också ett stort antal projekt och program av direkt eller indirekt relevans för hållbart nyttjande av biologisk mångfald. Bland dessa aktiviteter finns regionala genbankprogram och stöd genom det internationella systemet för jordbruksforskning, *Consultative Group on International Agricultural Research* (CGIAR) samt stöd till internationella miljöorganisationer och policyinstitut som *World Conservation Union* (IUCN).

Det viktigaste direkta multilaterala stödet till biologisk mångfald går dock via den globala miljöfonden *Global Environment Facility* (GEF), som är den globala mekanismen för finansiering av genomförandet av de multilaterala miljökonventionerna, inklusive den som gäller biologisk mångfald. Sverige bidrar för närvarande (2008) med knappt 300 miljoner kronor per år, vilket dock gäller hela GEF:s verksamhet och inte bara biodiversitetsrelaterade projekt. Organisationen är en betydande aktör inom området. Mellan 1991 och 2006 fördelade den omkring 2,2 miljarder dollar – en dryg tredjedel av den totala budgeten – på 750 biodiversitetsprojekt i 155 länder.<sup>207</sup> GEF tar som princip ansvar endast för den globala aspekten hos en viss

---

<sup>207</sup> Dessa och följande siffror från GEF (2006).

resurs och kräver därför alltid samfinansiering från andra givare eller från samarbetsländernas egna budgetar. På detta sätt har ytterligare knappt 5,2 miljarder dollar mobiliserats för de aktuella projekten. GEF implementerar inte själv utan överlåter genomförandet huvudsakligen till FN:s utvecklingsorgan UNDP, till miljöorganet UNEP eller till Världsbanken.

Prioriteringarna för det *bilaterala* biståndet styrs bland annat av de svenska prioriteringarna vad gäller landval och prioriterade tvärfrågor, bland vilka miljö och klimat ingår. Utgångspunkten för Sidas stöd är den biologiska mångfalden som resurs, det vill säga ett nyttoperspektiv.<sup>208</sup> Stöd till insatser för biologisk mångfald på landnivå styrs huvudsakligen av landets egna prioriteringar, såsom dessa uttrycks i exempelvis fattigdomsstrategier. Utöver direkta/riktade stöd söker man inom utvecklingssamarbetet integrera biologisk mångfaldsaspekter i verksamheten, på samma sätt som sker med fattigdomsbekämpning och genderaspekter (s.k. mainstreaming). Detta gäller såväl odlad som vild biologisk mångfald. Totalt går 400–500 miljoner kronor av det bistånd som kanaliseras via Sida till insatser av direkt relevans för biologisk mångfald. Detta inkluderar även stödet till och via SwedBio (*Swedish International Biodiversity Programme*), ett program vid Centrum för biologisk mångfald i Uppsala som skall stärka arbetet med biologisk mångfald inom svenskt utvecklingssamarbete ur ett fattigdomsperspektiv.

### 6.3 I regionen

EU är central aktör i utformningen av den miljöpolitik som gäller medlemsländernas territorium. I sin strategi för hållbar utveckling från 2001 slog EU fast sin ambition att i enlighet med CBD:s krav bromsa förlusten av biologisk mångfald och återställa biotoper och naturliga ekosystem till 2010. Kommissionens meddelande om biologisk mångfald från 2006 sammanfattade läget och drog upp riktlinjerna för det fortsatta arbetet.<sup>209</sup>

De grundläggande lagstiftningsdokumenten inom området är Art- och habitatdirektivet och Fågeldirektivet.<sup>210</sup> De arter som

<sup>208</sup> Sida (1998/2000, 2004, odat.).

<sup>209</sup> EU-kommissionen (2006).

<sup>210</sup> Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter; Rådets direktiv 79/409/EEC av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar.



återfinns i dessa direktiv spelar stor roll för utformningen av det nätverk av skyddade områden inom EU som går under namnet Natura 2000. Båda direktiven innehåller också bestämmelser om åtgärder för bevarande av arter generellt, till exempel beträffande arterna i bilaga 4 i Art- och habitatdirektivet. Kommissionen understryker samtidigt i meddelandet från 2006 att problemen med biodiversiteten inte kan lösas enbart med Natura 2000-åtgärder. Förändrad markanvändning och klimatförändringar lyfts fram som hot, samtidigt som man erkänner behovet av att integrera mångfaldsaspekter i viktiga sektorer som jordbruk och fiske. Problemet med främmande arter uppmärksammas också.

## 6.4 I Sverige

### 6.4.1 Mål

Den svenska miljöpolitiken har sammanfattats i 16 miljömål.<sup>211</sup> Dessa är

- Begränsad klimatpåverkan
- Frisk luft
- Bara naturlig försurning
- Giftfri miljö
- Skyddande ozonskikt
- Säker strålmiljö
- Ingen övergödning
- Levande sjöar och vattendrag
- Grundvatten av god kvalitet
- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- Myllrande våtmarker
- Levande skogar
- Ett rikt odlingslandskap
- Storslagen fjällmiljö
- God bebyggd miljö
- Ett rikt växt- och djurliv.

Av dessa är det senast tillkomna – ”ett rikt växt- och djurliv” – ett direkt uttryck för ambitionen att bevara biologisk mångfald. Målet formuleras på följande sätt:

---

<sup>211</sup> Naturvårdsverket (2003).

”Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor skall ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.”<sup>212</sup>

Formuleringarna i miljömålet är allmänt hållna, som fallet normalt är i deklARATIONER av denna typ. I den andra meningen talas om ”arternas livsmiljöer och ekosystemen” i bestämd form medan den följande meningen nämner ”arter” i obestämd form. Möjligen skall detta tolkas som en högre ambition när det gäller att bevara miljöer och ekosystem än när det gäller varje enskild art, vilket mot bakgrund av vad som tidigare sagts framstår som rimligt.

Till detta mål hör tre delmål, formulerade på följande sätt:

1. Senast år 2010 skall förlusten av biologisk mångfald inom Sverige vara hejdad.
2. År 2015 skall bevarandestatusen för hotade arter ha förbättrats så att andelen bedömda arter som klassificeras som hotade har minskat med minst 30 procent jämfört med år 2000, och utan att andelen försvunna arter har ökat.
3. Senast år 2007 skall det finnas metoder för att följa upp att biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt. Senast år 2010 skall biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt så att biologisk mångfald upprätthålls på landskapsnivå.

Det första av dessa är en ren översättning av ett internationellt åtagande. Beträffande det andra målet gäller följande. Inför utarbetandet av det aktuella miljömålet fick ArtDatabanken i Uppsala en förfrågan från Naturvårdsverket om man i ett delmål skulle kunna formulera ett kvantifierbart, uppföljningsbart och samtidigt realistiskt mål för rödlistade arter inom den tidrymd som är aktuell i miljömålssammanhang. ArtDatabanken konstaterade i en analys att för ca 30 procent av de hotade arterna på rödlistan skulle det räcka med enbart upphörd minskning av deras habitat för att avföra dem från rödlistan, dvs. för vilka generella åtgärder

---

<sup>212</sup> Prop. 2004/05:150, bet. 2005/06:MJU3, rskr. 2005/06:48.

snabbt skulle kunna ge resultat. För vissa av arterna på rödlistan räcker det att utbredning eller kvalitet av respektive arts habitat upphör att minska eller att försämrans för att de skall avföras från rödlistan. En analys gav vid handen att av arterna i 2000 års rödlista gällde detta för 551 av 1 953 hotade arter, dvs. 28 procent. Med antagandet att denna proportion var giltig även för kategorin missgynnade arter föreslog ArtDatabanken att målet för rödlistade arter skulle sättas till 30 procent fram till 2015.

För det tredje delmålet föreslår Naturvårdsverket följande nya formulering:

Senast år 2015 ska biologisk mångfald och biologiska resurser nyttjas på ett hållbart sätt så att ekosystem, processer, naturtyper och strukturer förekommer i en sådan omfattning i landskapet att alla i landet naturligt förekommande arter som inte är rödlistade fortlever i livskraftiga populationer inom sina naturliga utbredningsområden.<sup>213</sup>

Dessutom har Naturvårdsverket föreslagit ett nytt delmål om tätortsnära natur: ”Senast år 2015 har befolkningen tillgång till tätortsnära natur med höga friluft-, kulturmiljö- och naturvärden.”<sup>214</sup>

Därutöver har flera av de övriga miljömålen en mer eller mindre direkt koppling till den biologiska mångfalden: ”levande sjöar och vattendrag”, ”hav i balans samt levande kust och skärgård”, ”myllrande våtmarker”, ”levande skogar”, ”ett rikt odlingslandskap” ”storslagen fjällmiljö”, och ”god bebyggd miljö”. Direkt och indirekt utgör därför värnandet av biologisk mångfald grunden för resurskrävande åtaganden inom miljöpolitiken.

Kopplingen mellan samtliga områden som därmed anknyter till biodiversitet och till Konventionens huvudartiklar illustreras i nedanstående tabell.

---

<sup>213</sup> Naturvårdsverket (2007 b).

<sup>214</sup> Ibid.

Figur 6.1 Tabellen visar vilka miljö kvalitetsmål som återspeglar olika aspekter artiklar 5–20 i Konventionen om biologisk mångfald (CBD). CBD och miljö kvalitetsmålen griper in i varandra till stora delar, men det finns också områden i CBD som inte har någon motsvarighet i miljö kvalitetsmålen och vice versa

Artikel	Relevant miljö kvalitetsmål															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
5. Samarbete	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
6. Allmänna åtgärder	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
7. Identifiering och övervakning								*	*	*	*	*	*	*	*	*
8. In situ-bevarande								*	*	*	*	*	*	*	*	*
9. Ex situ-bevarande													*	*	*	*
10. Hållbart nyttjande	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11. Styrmedel	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
12. Forskning och utbildning	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
13. Allmän utbildning och medvetenhet														*	*	*
14. Konsekvensbedömning och skademinimering	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
15. Tillträde till genetiska resurser													*	*	*	*
16. Tillträde till och överföring av teknik																
17. Utbyte av information																
18. Tekniskt och vetenskapligt samarbete																
19. Hantering av bioteknik och fördelning av dess nytta																
20. Finansiella resurser																

Källa: Naturvårdsverket (2006 c).

#### 6.4.2 Resurser

Vilka resurser som står till förfogande för att förverkliga politikens mål är inte helt lätt att beskriva. Direkta utgifter över statsbudgeten är någorlunda lättbestämda. Inom utgiftsområde 20, ”Allmän miljö- och naturvård”, förbrukas för närvarande omkring 1,9 miljarder kronor per år. Åtgärder med anknytning till jordbruket hanteras inom utgiftsområde 23 och uppgår i dagsläget till

omkring 1,4 miljarder kronor årligen. Till detta kommer utgifter för administration (inom bl.a. Naturvårdsverket, Jordbruksverket, länsstyrelserna) och forskning med anknytning till biologisk mångfald. Inom den offentliga budgeten återfinns därjämte utgifter inom kommuner och landsting, såsom naturreservat och naturvårdsområden. Det så kallade sektorsansvaret innebär att alla myndigheter inom sitt område har ett ansvar för miljön oavsett om särskilda medel har anvisats eller ej. Att uppskatta kostnaderna för detta ansvar är självfallet svårt. En svåruppskattad kostnad är också den som uppkommer till följd av restriktioner inom den privata sektorn, exempelvis inom skogsbruket, eller inom samhällsplaneringen vid beslut om lokalisering eller särskilda åtgärder i miljövårdande syfte. Till svårigheten bidrar att vissa av åtgärderna också har positiva effekter utanför miljövården (genom att exempelvis bidra till högre avkastning inom skogsbruket) och att det därför är en nettokostnad som skall beräknas.

### 6.4.3 Arbetet i praktiken

Under de senaste decennierna har en rad nationella naturtypsvisa inventeringar genomförts i Sverige. Våtmarks-, urskogs-, nyckelbiotop- och äng- och betesinventeringarna är de mest omfattande. Dessa utgör tillsammans ett viktigt underlag för prioritering av de praktiska naturvårdsinsatserna på län- och kommunnivå, tillsammans med läns- och kommunspezifikt underlag (naturvårdsprogram, specifika inventeringar m.m.). Detta underlag påverkar fördelningen av medlen till bildandet av reservat och biotopskyddsområden, miljöersättningar inom jordbruket, restaurering och den löpande ärendehantering i form av prövningar av olika slag. Exempelvis genomfördes ängs- och betesinventeringar under senare delen av 1980-talet som ett underlag för kontraktsteckningen med enskilda lantbruk rörande hävdinsatser av olika slag, en viktig komponent i 1990 års livsmedels- och jordbrukspolitiska reform. Dessa inventeringar har senare uppdaterats.

*Rödlistan* har som angivits ovan en viktig roll som en samlad beskrivning av vilka arter som riskerar att försvinna inom landets gränser. Den ger en bild av såväl orsakerna till många arters tillbakagång som vilka livsmiljöer (habitater) som många hotade arter är beroende av (våtmarker, ur- och naturskogar, naturliga fodermarker som ängar och naturbetesmarker etc.). Rödlistan i sig

(artlistorna) spelar störst roll för arbetet med artvisa åtgärdsprogram (se vidare nedan).

Den svenska rödlistan över missgynnade och hotade arter, senast publicerad 2005,<sup>215</sup> följer IUCN:s kvantitativa kriterier<sup>216</sup>, som har etablerats för att standardisera bedömningen av arters risk att dö ut globalt eller nationellt.<sup>217</sup> Beteckningen "Hotade arter" innefattar tre kategorier, "Akut hotad", "Starkt hotad" och "Sårbar". Till rödlistan förs också arter som är "Missgynnade" (som nästan uppfyller kriterierna för att vara hotade) och arter för vilka kunskapsbrist råder – "Kunskapsbrist". För kategoriseringen utnyttjas 5 huvudkriterier som hänför sig till populationernas storlek och utveckling, som exempel innebär definitionen av "Akut hotad" att den "bästa tillgängliga data indikerar att arten uppfyller något av kriterierna A–E<sup>218</sup> för Akut hotad och att den därmed bedöms löpa extremt hög risk att dö ut i vilt tillstånd". För att avgöra vilka arter som uppfyller IUCN:s kriteriesystem för att rödlistas krävs noggranna bedömningar utifrån tillgängliga data, vilka bygger på omfattande fältarbete och vetenskapliga analyser. ArtDatabanken vid SLU i Uppsala har Naturvårdsverkets uppdrag att samordna arbetet.

Eftersom rödlistningsprocessen utgör en analys av arters risk att dö ut från bedömt område leder tillämpningen av IUCN:s definitioner på nationella nivå i regel till andra resultat än bedömning av samma arter på global nivå. En art kan naturligtvis vara hotad i Sverige utan att vara det i omvärlden.<sup>219</sup> Endast en mindre del av arterna på svenska rödlistan återfinns på den globala rödlistan.<sup>220</sup>

Sedan rödlistan har fastställts på detta sätt – den upptar för närvarande 3 653 arter – görs en prioritering i syfte att avgöra vilka arter som skall anses motivera konkreta och utgiftskrävande åtgärder. Den kortare listan omfattar endast 10 procent av de rödlistade arterna. Arbetet med att ta fram praktiska åtgärdsprogram görs på uppdrag av Naturvårdsverket av länsstyrelserna i län som har betydande bestånd av de arter som är aktuella.

---

<sup>215</sup> Gärdenfors (ed.) (2005).

<sup>216</sup> IUCN (2001).

<sup>217</sup> IUCN (2003).

<sup>218</sup> Dessa kriterier är kvantitativt definierade för de olika hotkategorierna och avser populationsminskning (A), geografisk utbredning (B), liten population eller fortgående minskning (C), mycket liten eller kraftigt begränsad population (D) och kvantitativ analys av försvinnanderisken (E).

<sup>219</sup> Ett exempel är finnögkontrösten; se avsnitt 7.1.3.

<sup>220</sup> IUCN (2007).

Det bör noteras att det inte finns någon automatisk koppling mellan rödlistan och den relevanta svenska lagstiftningen om fridlysta eller fredade arter, även om merparten av de fridlysta arterna också är rödlistade (men inte tvärtom). Tillståndsprövning enligt miljöbalken skall ske med hänsyn till intresset av biologisk mångfald, vilket kan ske med hänvisning till rödlistan men också med beaktande av effekter på Natura 2000-områden, vattenmiljöer m.m. EU:s habitat- och fågeldirektiv är mer direkt styrande beträffande de arter som omfattas av dessa direktiv.





## 7 Synpunkter på den förda politiken

I detta avslutande kapitel dras några slutsatser rörande den förda politiken på basis av material från framför allt kapitlen 4 och 5. Någon radikal omorientering förespråkas inte; snarare handlar det om en förskjutning av fokus på några punkter. Sådana förskjutningar kan förhållandevis lätt åstadkommas i politiken inom landet, medan vårt inflytande i multilaterala fora som EU och FN-organen av naturliga skäl är mer begränsat. Samtidigt har vi på den regionala och globala nivån naturligtvis vissa möjligheter att välja hur stor del av resurserna som skall kanaliseras via de multilaterala organen och vad vi skall välja andra kanaler för.

### 7.1 Politiken i Sverige – behovet av prioriteringar

#### 7.1.1 Målkonflikter

Målkonflikter hör till politikens vardag; med någon förenkling kan man säga att hantering av målkonflikter är politikens huvuduppgift. Ofta ligger fokus på konflikter mellan intressegrupper, vilket sammanhänger med att kostnader och intäkter knutna till olika handlingsalternativ fördelar sig olika över befolkningsgrupperna. Man bör dock ha klart för sig att målkonflikter hör till grundvillkoren i den mänskliga tillvaron och att sådana skulle föreligga i politiken även om alla medborgare skulle beröras identiskt av de förändringar som diskuteras.

*Olika politikområden*

Miljöpolitiken uppvisar precis som andra politikområden målkonflikter, både mellan miljöområdet och andra politikområden och internt inom miljöpolitiken. Naturvårdsverkets rapport om målkonflikter<sup>221</sup> är ett försök att systematiskt gå igenom ett antal politikområden för att identifiera såväl konflikter som möjliga synergier mellan olika politiska mål. I rapporten redovisas både svenska undersökningar från sektorsmyndigheter och länsstyrelser och utländskt material. Man kan resa invändningar mot enskildheter i de redovisningar som myndigheterna har gjort. Det hävdas exempelvis föreligga en generell motsättning mellan handelspolitikens ambition om ökat handelsutbyte och miljöpolitikens strävan att begränsa klimatpåverkan och försurning och därigenom indirekt skydda biodiversitet.<sup>222</sup> Men om det föreligger någon motsättning mellan handelspolitik eller inte eller inte beror helt på vad det är för varor som transporteras. I miljöbilagan till 1995 års långtidsutredning<sup>223</sup> finns en kalkyl för spannmål producerad i Europa jämförd med spannmål producerad på 1 000 mils avstånd från konsumenten, exempelvis i Argentina. Det visar sig att energiåtgången för transporten motsvarar blott 6 procent av energiåtgången i genomsnittligt europeiskt jordbruk. Det blir då helt avgörande för jämförelsen att det europeiska jordbruket är väsentligt mer energiintensivt än det sydamerikanska. Exempelvis var handelsgödselinsatsen i schweiziskt jordbruk mer än 400 kg per hektar, medan den i Argentina var 4 kg per hektar, och europeiskt jordbruk kännetecknas också av en intensivare markbearbetning än det transatlantiska. Det krävs alltså en analys av hela produktcykeln för att jämförelser mellan olika produkter skall ge ett korrekt resultat.<sup>224</sup>

Men fränsett sådana invändningar finns det naturligtvis reella målkonflikter. Om man inskränker diskussionen till delområdet biologisk mångfald, kan man identifiera motsättningar mellan å ena sidan internationella handelsavtal, patenträttigheter med mera och å den andra Konventionen om handel med hotade arter (Cites),

---

<sup>221</sup> Wandén (2007).

<sup>222</sup> Ibid. s. 73-4.

<sup>223</sup> Molander (1994b), s. 17. En färsk illustration av samma mekanism är Crutzens m. fls analys av biobrännslenas bidrag till växthuseffekten (Crutzen et al. 2007).

<sup>224</sup> För en allmän diskussion av potentiella konflikter mellan handelspolitik och miljöpolitik, se Molander (1992).

Konventionen om biologisk mångfald och Konventionen för bevarande av Antarktis havsresurser.

### *Interna målkonflikter*

Mer besvärande för miljöpolitiken är måhända att den välvilliga synen på kolfixerande trädplanteringar i 1997 års Kyoto-protokoll kan komma i konflikt med Konventionen om biologisk mångfald, nämligen om plantering sker på marker som är värdefulla ur biodiversitetssynvinkel.<sup>225</sup> Det finns fler exempel på sådana interna potentiella målkonflikter inom miljöpolitiken.

Politiken för biologisk mångfald har som mål att bevara mångfald på flera nivåer. Både konventionen och centrala svenska styrdokument understryker att såväl gen, art som ekosystem skall beaktas i utformningen av politiken. Men man kan inte a priori utesluta att det kan uppkomma konflikter mellan att gynna en viss biotop eller naturtyp och att gynna en art.<sup>226</sup> Hög variationsrikedom på landskapsnivå innebär att olika vegetationstyper avlöser varandra. Ett exempel kan vara växlingen mellan skog, åker och äng i det inre Götalands jordbruksbygder, som brukar beskrivas i termer av "småbrutet jordbrukslandskap" eller "landskapsmosaik", gynnsamt för den biologiska mångfalden. För vissa arter med behov av större sammanhängande skogsavsnitt kan dock ett sådant landskap upplevas som fragmenterat.

På mikronivå kan sådana intressekonflikter bli tydliga. Ett stort antal arter som för närvarande anses skyddsvärda är knutna till jordbrukslandskapet, och betydande resurser läggs också på att vidmakthålla hävden av sådana arealer för att säkra berörda arters fortbestånd. Samtidigt finns det arter som gynnas av igenväxande perifera jordbruksmarker; dit hör exempelvis flodsångaren *Locustella fluviatilis* och dess släkting gräshoppsångaren *L. naevia*. I Gärdenfors (ed.) (2005) konstateras vidare: "Här finns dock exempel på konflikter mellan olika naturvårdsåtgärder, bl.a. har ängshök *Circus pyrrargus* missgynnats av de röjningar i marker med ölandstok *Potentilla fruticosa* som är positiva för många andra arter."<sup>227</sup>

---

<sup>225</sup> Oberthür & Gehring (2006), s. 3.

<sup>226</sup> Se diskussionen i avsnitt 2.2 (bl.a. figur 2.1).

<sup>227</sup> Gärdenfors (ed.) (2005), s. 77.

Från andra håll finns liknande exempel. Främmande arter av tamarisksläktet har blivit dominerande inslag längs många vattendrag i de torra delarna av västra USA och har också utsatts för framgångsrika utrotningsoperationer. Samtidigt hade tamarisken under sin etablering kommit att hysa hotade fågelarter, vilkas överlevnad alltså påverkas negativt av dessa operationer. Saltanrikningen i marken har samtidigt på många håll gått så långt att de inhemska alternativen till tamarisken nu har svårt att etablera sig.<sup>228</sup> Hotet från vildkatter mot en papegojart på Stewart Island och andra öar i Nya Zeeland är ett känt exempel på vad en främmande art kan innebära för den inhemska faunan.<sup>229</sup> På ett tjugotal öar har näringsvävar innehållande katter och gnagare (båda främmande grupper) studerats, och slutsatsen är att utrotning av katterna sannolikt skulle öka trycket mot de inhemska hotade arterna från gnagarna. Utrotning av främmande kaninarter har minskat trycket mot vissa hotade inhemska växtarter men också kraftigt gynnat främmande gräs.<sup>230</sup>

### 7.1.2 Vad kommer i fokus?

#### *Artens företräde*

Politiken för biologisk mångfald skall som sagt beakta både gen, art och ekosystem. I det nationella arbetet med åtgärdsprogram för den biologiska mångfalden söker man också i någon mån komma bort från enskilda arter.<sup>231</sup> Urvalet till de pågående åtgärdsprogrammen gjordes 2003 av ArtDatabanken på uppdrag av Naturvårdsverket. Prioriteringen bland rödlistade arter inför de av Naturvårdsverket samordnade åtgärdsprogrammen har baserats på en kombination av matematisk sammanvägning av olika kriterier och manuell granskning av resultaten från denna sammanvägning. Bland kriterierna har ingått taxonomisk nivå (art, underart resp. småart), risken för försvinnande från Sverige, Sveriges andel av nuvarande population i Europa, global riskstatus, graden av ursprunglighet, möjliga samverkans effekter med flera. Efter det att basprioriteterna fastställts på detta sätt har man sammanställt arter med liknande biologi och utbredning till grupper som granskats manuellt. Efter ytterligare sällningar och kompletteringar har det

<sup>228</sup> Zavaleta et al. (2001). Se också Dudley & Deloach (2004).

<sup>229</sup> Karl & Best (1982), Powlesland et al. (1995), Wickstrom et al. (1999).

<sup>230</sup> Zavaleta et al. op.cit.

<sup>231</sup> Art databanken (2003).

fastställts en lista på 365 arter som enskilt (140 stycken) eller i grupp (225 stycken) ansågs prioriterade för åtgärdsprogram. Strävan har alltså varit att finna grupper eller kluster av arter som mål för åtgärderna. Faktum kvarstår att det är bland sällsynta arter som dessa kluster har sökts.

Även om det alltså finns strävan att komma bort från artnivån som enda fokus för biodiversitetspolitiken, verkar arten i kampen om uppmärksamhet ha ett naturligt företräde framför både gen och ekosystem. Detta blir särskilt tydligt i situationer där resursknapphet och avvägningsproblem ställs på sin spets. Den tidigare citerade studien av Hanski av fragmenteringens effekter på det finska skogsekosystemet lyfter i sin sammanfattning på första raden fram som ett huvudresultat att fragmenteringen kan förväntas leda till att storleksordningen 1 000 arter försvinner.<sup>232</sup> Och i en kommentar till den svenska budgetproposition som presenterades hösten 2007 och som bland annat aviserade sänkta anslag till naturreservat på skogsmark sade en av landets ledande auktoriteter på biologisk mångfald: "Åtskilliga hundra arter kommer att dö ut i Sverige."<sup>233</sup> Trots ambitionen att prioritera biotoper och ekosystem förefaller det som om arten är en form av hårdvaluta i diskussionerna om vilken politik som skall föras. Det är inte så förvånande att så är fallet; arten appellerar i kraft av sin konkretion till vår varseblivning på ett sätt som de andra kategorierna inte gör. Det är lätt att föreställa sig en fjällräv eller en ekbock, men få har någon naturlig association till en degenererad högmossa eller oligotrofa sjöar i slättområden.<sup>234</sup>

### *Vilken roll spelar rödlistan?*

Rödlistan, såväl den av IUCN publicerade internationella som den svenska, ges stor spridning och får också ett betydande massmedialt intresse. Det finns därför anledning att närmare se på sambandet mellan vad som är missgynnat eller hotat, vad som blir rödlistat och vad som är viktigt för ekosystemfunktionerna eller av annat skäl. Vilken roll spelar rödlistan i praktiken?

Efter det att rödlistan är utarbetad och har fastställts av Naturvårdsverket kan andra aktörer – forskare, näringar och sam-

---

<sup>232</sup> Hanski op.cit., Abstract.

<sup>233</sup> U. Emanuelsson, intervjuad av Sven Börjesson i Studio Ett den 25 september 2007.

<sup>234</sup> Arterna är mer iögonenfallande (de har *salience*; se Kahneman m.fl. 1982).

hället i övrigt – ta ställning till vad rödlistans redovisning bör innebära i form av åtgärder och hänsyn. Analyser av rödlistade arters habitat- och substratbehov, geografiska utbredning och faktorer som påverkar dem negativt eller positivt kan bidra till faktaunderlaget för utformningen av insatser. Till de insatser som riktas mot enskilda arter hör främst åtgärdsprogrammen för hotade arter.

Men rödlistans inflytande stannar inte vid åtgärdsprogrammen för hotade arter. I Naturvårdsverkets handledning för planering av naturreservat beskrivs urvalsprocessen för så kallade värdekärnor på följande sätt:

Med *värdekärna* avses här ett sammanhängande naturområde som av länsstyrelsen bedömts ha en stor betydelse för fauna och flora och/eller för en prioriterad naturtyp. Värdekärnor kan utgöras av delar av bestånd eller flera bestånd. Storleken varierar från enstaka hektar till i sällsynta fall flera hundra hektar. I skogsmark avses i första hand ett område som med avseende på både bestånds-, struktur- och artdata bedömts ha en *stor betydelse för rödlistade arter, signalarter och andra skyddsvärda arter*. Nyckelbiotoper och naturvärdesobjekt kan i normalfallet ingå som en delmängd i begreppet värdekärna. Detta gäller även för utpekade våtmarker i Myrskyddsplanen samt områden i äng- och hagmarksinventeringen.<sup>235</sup>

Värdekärnor bör enligt handledningen indelas i två kategorier:

- a) delområde med en dokumenterad förekomst av för naturtypen *påtagligt många rödlistade arter, signalarter och andra skyddsvärda arter*. I normalfallet präglar förekomsten av äldre träd, grova träd, lövträd och död ved delområdet.
- b) delområde där inga eller endast enstaka rödlistade arter påträffats men där en påtaglig förekomst av äldre och/eller grova träd, lövträd och död ved samt signalarter och andra skyddsvärda arter motiverar klassificering som värdekärna.<sup>236</sup>

I en annan skrift från myndigheten, *Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdesskydd i skogslandskapet*<sup>237</sup>, konstateras:

[En] starkt positiv konsekvens av att rödlistan har blivit ett viktigt instrument inom den praktiska naturvården är att skogsbiotoper med

<sup>235</sup> Naturvårdsverket (2003 b), s. 11 (kurs. här). Analysen är utvecklad och fördjupad, med samma utgångspunkt, i Naturvårdsverket (2005 e).

<sup>236</sup> Ibid. (kurs här).

<sup>237</sup> Naturvårdsverket (2005 c).

artrika växt- och djursamhällen har prioriterats upp i säkerställandearbetet.<sup>238</sup>

Ett tredje exempel kan hämtas från Naturvårdsverkets strategi för bevarande av våtmarker och sumpskogar. I uppräkningslistan av ekosystemtjänster och värden som härrör från dessa naturtyper sägs, efter en uppräkningslista av några nyttigheter:

*Flora och fauna* Många växter och djur är beroende av våtmarker under hela eller delar av sin livscykel, från flyttfåglar till specialiserade orkidéer. Nästan 15% av våra rödlistade arter, 536 arter, förekommer på myrmarker och sötvattensstränder.<sup>239</sup>

Rödlistan är i princip en neutral redovisning av läget, baserad på de internationellt vedertagna kriterierna för att bedöma parametern utdöenderisk. Den är objektiv i den meningen att vem som helst som tillämpar kriterierna och har samma underlag kommer till i stort sett samma slutsatser, med viss variation i bedömningarna även bland specialister. Men även om proceduren är objektiv, kan detta knappast sägas om terminologin. Begrepp som "sårbar", "starkt hotad" och "akut hotad" utlöser naturligen handlingsreflexer hos läsare eller åhörare, och man måste ha ett betydande mått av kunskap och självtillit för att stå emot en sådan reaktion. Begreppen i fråga är vad som i filosofkretsar brukar kallas övertalningsdefinitioner eller persuasiva definitioner.<sup>240</sup> Mot den bakgrunden är det inte överraskande att rödlistan får ett genomslag – utöver sin rent tekniska användning som underlag för artbevarandeinsatser – både bland tjänstemän inom naturvårdsförvaltningen och en bredare allmänhet.

### *Sällsynta arter*

Som framgått av avsnitt 4.7 är sällsynta arter ett vanligt fenomen. Mellan ett område som den skandinaviska halvön och övriga Europa sker ett ständigt utbyte med populationerna i den större regionen. Ett nedslag i den svenska naturen följt av en noggrann

---

<sup>238</sup> Ibid. s. 102.

<sup>239</sup> Naturvårdsverket (2005 d), s. 16 (kurs. här).

<sup>240</sup> För en allmän ingång till litteraturen om överbryggingar mellan fakta och rekommendationer, se Molander (2007). Det finns empirisk litteratur som visar att valet av terminologi påverkar slutsatserna (s.k. *framing effect*); för några exempel med anknytning till etiska beslut, se Molander (1984).

inventering kommer alltså att med ganska hög sannolikhet avkasta några sällsynta arter.

Att en art är sällsynt är i och för sig varken nödvändigt eller tillräckligt för att den skall hamna på rödlistan. Om den är sällsynt men har en stabil och rimligt stor population, skall den inte inkluderas. Det finns också exempel på arter – sånglärkan är ett – som inte är särskilt sällsynta men där en kraftig minskning av populationen har gjort att arten inkluderats som missgynnad. Ändå är det så att det råder en stark korrelation mellan sällsynta och rödlistade arter.

Hur viktiga är då sällsynta arter? Det finns som nämnts några kategorier av arter som är viktigare än vad deras antal eller relativa andel av biomassan skulle låta förmoda. Rovdjur eller andra djur som finner sig högt upp i en näringskedja nämns ofta som exempel på *funktionella nyckelarter*. Det kan också finnas sällsynta arter som är *latent* viktiga, till exempel specialiserade parasiter.

En annan användning av en sällsynt art kan vara rollen som *indikatorart*, det vill säga en art som i sig kanske inte är särskilt viktig för ekosystemets funktion i stort men där dess närvaro eller frånvaro på en plats kan indikera närvaro eller frånvaro av ett flertal arter som sammantaget är betydelsefulla. Den vitryggiga hackspetten nämns ibland som exempel. För att en art skall kunna tjäna som indikatorart krävs dock att den får utvecklas någorlunda naturligt. Det ter sig motsägelsefullt att som i fallet med vitryggen arbeta med utsättningsprogram, eftersom den då inte längre kan ha rollen som indikatorart.

Därutöver kan *estetiska* eller andra aspekter göra att sällsynta arter blir betydelsefulla.

Det förekommer också att sällsyntheten ses som ett egenvärde. I Naturvårdsverkets Allmänna råd avseende markavvattningsbeskrivning beskrivs hur man går till väga för att lokalisera skyddsvärda våtmarker. Efter en inledande översiktlig undersökning baserad på flygbilder vidtar en mer detaljerad analys, som i regel fordrar fältbesök. Det första kriterium som då enligt handledningen blir aktuellt är *raritet*<sup>241</sup>:

Sällsynta naturtyper eller arter är särskilt känsliga för förändringar i naturmiljön. Vissa är av naturliga skäl sällsynta på grund av att de har mycket speciella miljökrav, som bara kan tillgodoses under speciella

---

<sup>241</sup> Ordet *raritet* är i svenskan normalt reserverat för föremål som är sällsynta och inte egenheten att vara sällsynt. Ordvalet är dock Naturvårdsverkets.



förhållanden. I många fall beror dock rariteten på mänsklig påverkan. Utbredningen har då sannolikt varit större. Värdet ligger även då i att bevara den lilla rest som finns kvar.<sup>242</sup>

Bland de kriterier som återkommer senare i handledningen finns ”Betydelse för växt- och djurliv”: ”Förekomst av hotade, sällsynta eller hänsynskrävande arter ger objektet ett högt naturvärde”.<sup>243</sup>

Det är inte bara Naturvårdsverket som utgår från rödlistan som ett centralt dokument för prioriteringen. Även Skogsstyrelsen gör i sin senaste utvärdering frekvent bruk av den.<sup>244</sup> Skogsstyrelsen utnyttjar också begreppet *signalarter* för att identifiera skyddsvärda objekt.<sup>245</sup> Listan över signalarter överlappar rödlistan.

Det förekommer som tidigare konstaterats<sup>246</sup> att man inom naturvården hänvisar till försiktighetsprincipen för att motivera att varje art skall anses skyddsvärd. Eftersom man inte exakt känner till hur de ekologiska systemen fungerar, kan man inte utesluta att en given art har en viktig funktion att fylla trots att den är sällsynt, lyder argumentet. Mot bakgrund av vad som i föregående avsnitt sagts om försiktighetsprincipen framstår ett sådant bruk av principen som diskutabelt. Från vad som är känt och etablerat om förekomst och samspel mellan arter bör utgångspunkten vara att en sällsynt art inte är funktionellt viktig.<sup>247</sup> Bevisbördan bör anses ligga hos den som hävdar motsatsen.

### 7.1.3 Det svenska perspektivet

#### *Nationsgränser och ekosystem*

Vilka arter är ”svenska”? För växter och djur är naturligtvis politiska landgränser inte intressanta annat än om de råkar sammanfalla med ekologiskt betydelsefulla objekt i landskapet – bergskedjor, sund och liknande. Utbredningsområden förändras ständigt som ett resultat av både naturliga och av människan förorsakade förändringar. Om ett land ligger i periferin av en arts utbredningsområde, kommer sådana förändringar att registreras som nya eller försvunna arter utan att det vare sig för arten i fråga eller berörda ekosystem behöver vara av någon större betydelse.

---

<sup>242</sup> Naturvårdsverket (1996), s. 60.

<sup>243</sup> Ibid. s. 61.

<sup>244</sup> Skogsstyrelsen (2007), passim.

<sup>245</sup> Skogsstyrelsen (2005).

<sup>246</sup> Avsnitt 5.1.

<sup>247</sup> Se diskussionen i kap. 4.

Beträffande exempelvis flodsångarens (*Locustella fluviatilis*) konstaterar Artdatabanken att den i länderna öster om Sverige är en vanlig art och att den europeiska populationen uppskattas till 1,9 miljoner exemplar. En sådan är uppenbart inte prioriterad för bevarandeåtgärder, och några sådana har inte heller föreslagits.

Ambivalensen i bedömningen illustreras av en under 2007 aktuell diskussion rörande detaljplanen för stadsdelen Gränby i Uppsala. I miljökonsekvensbeskrivningen, upprättad 2004,<sup>248</sup> uppmärksammades ett bestånd av den större vattensalamandern *Triturus cristatus*. I den aktuella detaljplanen föreslogs särskilda åtgärder för att gynna det lokala beståndet. Arten är upptagen i bilaga 4 till EG:s habitatdirektiv, dock ej som prioriterad art.<sup>249</sup> I Sverige fanns den på den dåvarande rödlistan men togs bort i den nya version som publicerades 2005, eftersom den då bedömdes ha en livskraftig population i landet. I det aktuella området – men utanför planområdet (dvs. det område som beslutet gällde) – hittades också den på rödlistan upptagna finnögontrösten *Euphrasia rostkoviana ssp. fennica*. Denna art hör till dem som omfattas av det särskilda åtgärdsprogrammet för hotade arter.<sup>250</sup> Under sommaren 2007 hittades exemplar av denna underart även inom planområdet, vilket kan få konsekvenser för det slutgiltiga ställningstagandet. Beträffande finnögontröstens utbredning gäller:<sup>251</sup>

*Utbredning och status.* Finnögontröst är känd från ett femtiotal lokaler. Dess utbredning har två centra, ett i norra Småland–Östergötland samt ett i Uppland, där lokalerna ligger tätast på Uppsalaslätten. Strölokaler fanns tidigare i Halland, Dalarna, och Jämtland (ej sedd på länge). Efter 1995 är den noterad från nio lokaler i Småland, nio lokaler i Östergötland, åtta lokaler i Uppland, sex lokaler i Södermanland och en lokal i Medelpad. Finnögontrösten är ej känd från Danmark eller Norge. I södra Finland har den stor utbredning men anses ha gått tillbaka något. Huvudartens totalutbredning täcker Mellaneuropa utom de mest atlantiska och kontinentala delarna. Arten är sällsynt i England; den når österut till närheten av Uralbergen. I stora

<sup>248</sup> Uppsala kommun (2004).

<sup>249</sup> Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, annex 2, konsoliderad version av 1.1.2007.

<sup>250</sup> Artdatabanken (2007).

<sup>251</sup> Artdatabanken faktablad Finnögontröst.

delar av detta område är det den vanligaste ögontrösten. Finnögontröst är östlig och ersätter stor ögontröst i Baltikum och Ryssland.

Bedömningarna av skyddsvärdet beror alltså för både salamandern och finnögontrösten av om referensområdet är Sverige eller EU. EU-direktivet syftar enligt sin artikel 2 till att skapa och vidmakthålla ett tillstånd av "favourable conservation status" för de listade arterna sett över hela det biogeografiska utbredningsområdet, vilket rimligen måste sägas gälla om dess population i landet som helhet bedöms som livskraftig (oavsett situationen i andra medlemsländer).

Vid en bedömning av Sveriges situation måste man hålla i minnet att den skandinaviska halvön står i kontakt med övriga Europa och att det därför åtminstone bland någorlunda lättrörliga arter sker förändringar. En indikation på detta är att antalet arter bland ryggradsdjuren har ökat till dags dato i det medellånga perspektivet. Sedan 1850 har det tillkommit ett 45-tal arter och försvunnit ett 15-tal.<sup>252</sup> Mot bakgrund av en förväntad klimatförändring kan den processen förväntas fortsätta. Därmed är inte sagt att endast nettoantalet arter skulle vara intressant.

### *Tidpunkt*

En annan oklarhet gäller tidpunkten för definitionen av vad som är svenskt. Vilket tillstånd är det som skall bevaras? Åtskilliga av våra arter har införts i historisk tid, medvetet eller omedvetet av vikingar och munkar. Havstulpaner och alger kom med fartyg under 1800-talet. Fiskeriverket har i sina analyser satt 1850 som gräns mellan det svenska och det främmande. I Sydafrika tillämpas "pre-European" som beskrivning av det man normalt vill bevara, vilket ger en tidpunkt kring år 1600.<sup>253</sup> Anledningen till att man här inte har satt en tidigare tidpunkt är att ursprungsbefolkningen på olika sätt, bland annat genom svedning, påverkade floran och faunan i regionen.

I den svenska rödlistan räknas de arter som svenska som har invandrat av egen kraft eller som har införts av människan, med-

---

<sup>252</sup> Ahlén m.fl. (1996). Några arter har försvunnit för att sedan återkomma och återfinns därför under båda kategorierna.

<sup>253</sup> Andrew Skowno, pers. medd.

vetet eller omedvetet, före år 1800. Med den definitionen kommer det med all sannolikhet alltid att förekomma rödlistade arter i landet, oavsett vilka resurser som läggs på naturvård, eftersom Sverige hela tiden utsätts för invandringsförsök från nya arter och sådana åtminstone under etableringsfasen uppfyller rödlistans krav på små populationer; en restriktion är dock att en nyinvandrad art måste ha uppnått väl etablerad reproduktion under minst 10 år i landet innan den bedöms enligt rödlistningskriterierna.<sup>254</sup>

### *Främmande arter och populationer*

Valet av definition och tidpunkt blir kritiskt när man diskuterar fenomenet *främmande* arter. Med en främmande art definieras i Konventionen om biologisk mångfald och av IUCN som "en art, underart eller lägre taxon som introducerats utanför sin historiska eller nutida naturliga utbredning".<sup>255</sup> Invasiva främmande arter är sådana som hotar den biologiska mångfalden på den plats där de införs. Här finns alltså ingen tidpunkt specificerad; det avgörande är om människan medvetet eller omedvetet bidragit till spridningen. Detta gör ett stort antal arter som betraktas som värdefulla inslag i den svenska floran och faunan – knölsvanen, fasanen, kungsängsliljan – till främmande arter, låt vara att de uppskattas mer av jägare och naturvänner i allmänhet än av yrkesbiologer.

Särskilt problematiskt blir det om en art enligt en definition betraktas som främmande enligt denna definition men som skyddsvärd enligt en annan. Klubbfibblan *Arnosotis minima*, ett åkerogräs som troligen infördes på 1700-talet i Sverige, återfinns på den svenska rödlistan och hör också till de arter som omfattas av särskilda bevarandeåtgärder men betraktas alltså som främmande med en något mer generös definition av begreppet än rödlistan tillämpar.<sup>256</sup>

Samtidigt är det klart att vissa arter kan utgöra problem om de kommer in i ekosystem där de saknar begränsande faktorer som

---

<sup>254</sup> Någon art på listan har kommit relativt sent. Dvärgmusen (*Micromys minutus*), som fanns på den tidigare rödlistan men som togs bort i den senaste versionen från 2005 eftersom den då bedömdes som livskraftig, observerades första gången i Sverige 1985.

<sup>255</sup> "Alien species" (non-native, non-indigenous, foreign, exotic) means a species, subspecies, or lower taxon occurring outside of its natural range (past or present) and dispersal potential (i.e. outside the range it occupies naturally or could not occupy without direct or indirect introduction or care by humans) and includes any part, gametes or propagule of such species that might survive and subsequently reproduce. (IUCN 2000).

<sup>256</sup> Artdatabanken faktablad Klubbfibbla jämte Åtgärdsprogram 2007-11-28.

finns i deras ursprungsmiljöer. För närvarande pågår utveckling av en nationell strategi för främmande arter på Naturvårdsverket.

Eventuella klimatförändringar under detta sekel ställer naturvården för mycket stora problem på området främmande arter. Om inträffade klimatförändringar anses ha mänskligt ursprung – vilket är den dominerande uppfattningen – är alla arter som får sitt utbredningsområde förflyttat norrut och därmed inkluderar Sverige enligt definitionen att betrakta som främmande arter. Den typ av breda spektrala förändringar av flora och fauna som skulle följa med en klimatförändring är dock inte hanterbar på det sätt som man för närvarande hanterar invandring av enskilda främmande arter, om den överhuvudtaget kan påverkas.

#### 7.1.4 Är ogräs och skadeinsekter skyddsvärda?

Vissa av de rödlistade arterna var en gång åkerogräs, vissa av dem svåra. Klätten *Agrostemma githago* och renlostan *Bromus arvensis* är några exempel, som båda också omfattas av åtgärdsprogram. I dag utgör de knappast något hot mot avkastningen i jordbruket.

Mer problematisk kan bedömningen bli för arter som även nu upplevs som skadedjur. Lövskogsunnan *Lymantria dispar* är en fruktad skadeinsekt som är allmän utanför Sveriges gränser. De åtgärder som anges för lövskogsunnan beskrivs på följande sätt:

*Åtgärder.* Artens förekomstområden bör inte kalavverkas. Om arten på nytt skulle börja uppträda som skadedjur i sydöstra Sverige är risken överhängande att skogsvårdsmyndigheter förordar pesticidanvändning. Detta kan få mycket skadliga följder för andra rödlistade insektsarter i området. Vissa områden av särskilt högt värde bör då endast bekämpas manuellt. Här bör alla naturvänner erbjuda sig för frivilligarbete, då en omfattande pesticidespridning kan vara lika förödande för den lokala insektsfaunan som exempelvis en oljekatastrof är för det marina livet. Asknätfjäril *Euphydryas maturna* utrotades från sin sannolikt sista förekomst i Bayern till följd av pesticidebekämpning av lövskogsunnan under 1990-talet.<sup>257</sup>

---

<sup>257</sup> Artdatabanken faktablad Lövskogsnunna.

Det är nog få personer utanför en krets av specialintresserade entomologer som anser en sådan art komma i fråga för åtgärder, även om det i detta fall endast rör sig om en rekommendation att inte slutavverka artens förekomstområden.

### 7.1.5 Summering

Som ibland framhålls också av dem som arbetar med åtgärdsprogram för artbevarande är en rödlista bara en första utgångspunkt. Listan måste bearbetas och kompletteras med information om det internationella läget, både i regionen och globalt. Eventuellt skyddsvärde baserat på andra faktorer bör vägas in: vilka arter som är viktiga för ekosystemen, vilka som förtjänar rollen som indikatorarter, vilka som kan göra anspråk på epitetet nyckelarter, och så vidare. I den allmänna debatten fungerar det ofta inte så; ”rödlistad” blir inte så sällan synonymt med ”angeläget skyddsobjekt”. Som har visats ovan inskränker sig denna spridningseffekt inte till den allmänna debatten utan har påverkat handledningar och rapporter från Naturvårdsverket; förekomsten av sällsynta och/eller hotade arter anses påtagligt höja bevarandevärdet hos olika biotoper. Från allmän ekosystemutgångspunkt kan det diskuteras om detta är relevanta kriterier. Som torde ha framgått av diskussionen om störningstyper<sup>258</sup> är vad som kallas systemstörningar den allvarligaste formen av störningar.

Ett första steg mot en starkare prioritering vore att ge publicitet endast åt den smalare rödlista på arter som bedömts motivera särskilda insatser; det rör sig alltså om ungefär 10 procent av det totala antalet arter på rödlistan. En vidareutveckling mot ett mer systemorienterat synsätt vore att göra urvalet i första hand utifrån systemkriterier, det vill säga med fokus på de arter som säkert eller med hög sannolikhet har viktiga funktioner för de ekosystem där de uppträder.

---

<sup>258</sup> Avsnitt 5.2.

## 7.2 Det internationella perspektivet: regionala frågor

### *Sektorpolitik*

I kapitel 5 har argumenterats för att en trovärdig politik för biologisk mångfald bör prioritera de allvarliga miljöproblem som den offentliga sektorn själv i betydande utsträckning bidrar till. Det slumpar sig så att två i sammanhanget centrala politikområden – jordbruket och fiskepolitiken – båda i stora delar fastläggs på EU-nivå. För Östersjön är perspektivet med nya medlemsländer integrerade i den gemensamma jordbrukspolitiken (CAP) inte positivt. Framför allt Polen är en potentiellt stor producent, och CAP kommer med stor sannolikhet att både öka trycket mot markanvändningen i landet och näringsläckaget till Östersjön. Den senaste politikreformen i början av 2000-talet gav medlemsländerna något större frihet i utformningen av politiken, men hur denna ökade frihet kommer att utnyttjas är en öppen fråga.

På fiskeområdet har de ansvariga ministrarna nyligen fattat beslut om en fångstpolitik som av många marina ekologer bedöms som icke hållbar. Nyligen har Fiskeriverkets ledning argumenterat för självpåtagna svenska restriktioner för torskfisket.<sup>259</sup>

EU:s hantering av hithörande frågor illustrerar ett systemfel i EU:s beslutsfattande som har negativa konsekvenser för miljön. Det ministerråd som fattar beslut rörande jordbruk eller fiske är de ministrar som är ansvariga för respektive sektor i sina respektive hemländers regeringar. En beslutsordning motsvarande den gemensamma beredningen i svensk statsförvaltning finns inte inom EU; en allsidig behandling av frågan i ministerrådet förutsätter att denna gemensamma beredning har ägt rum i hemländerna. En mekanism som med automatik lyfter frågan över sektorsnivå när det föreligger konflikter (som i detta fall mellan producentintresse på kort sikt och miljöintresse) finns inte heller inom EU-systemet.

### *Ekosystem och landgränser*

Ekosystem känner inte av politiska gränser annat än när de sammanfaller med naturliga gränser som bergskedjor eller hav. En effektiv politik för biodiversitet måste ta hänsyn till detta enkla faktum.<sup>260</sup> Konstaterandet får effekter både regionalt och globalt.

---

<sup>259</sup> Fiskeriverket (2008).

<sup>260</sup> Chester (2006).

Regionalt finns ett krav på att problem och lösningar diskuteras inom en ram som är ekologiskt meningsfull. Diskussioner om Östersjöns eller Victoriasjöns framtid måste involvera åtminstone alla de aktuella kuststaterna. Åtgärder vidtagna i ett land blir kostsamma eller i värsta fall meningslösa om de inte diskuteras samtidigt i alla berörda länder.

Samtidigt kan detta ses som en möjlighet; ett land med höga ambitioner beträffande den biologiska mångfalden har förutsättningar att åstadkomma mer inom en given budgetram om åtgärdsalternativen hämtas från ett större geografiskt område. Diskussionen är i detta avseende analog med den som tidigare har förts beträffande klimatpolitiken. Utsläppsrättigheter lanserades där i ett tidigt skede som ett sätt att öka utväxlingen på investeringar i syfte att begränsa emissionerna av klimatpåverkande gaser men kritiserades då från vissa kretsar som ”ett sätt att köpa sig fri från nödvändiga krav”. Diskussionen har mognat på detta område, och utsläppsrättigheter är nu ett etablerat och oomtvistat inslag i den globala klimatpolitiken. På samma sätt bör insatser för att såväl bevara artmångfald som skydda och utveckla ekosystemtjänster på ett naturligt sätt diskuteras och utformas i ett storregionalt perspektiv.

EU är det naturliga forumet för sådana diskussioner. Dessvärre har det inte utnyttjats på bästa sätt med syfte att lyfta blicken över landgränserna. Undantaget är politiken rörande de större rovdjuren, där det nu förs en diskussion om hur ansvaret lämpligen bör fördelas över kollektivet av medlemsländer för att politiken skall bli så effektiv som möjligt.<sup>261</sup> Politiken för artbevarande i stort präglas av direktiv som har utformats med begränsad hänsyn till skillnaderna mellan medlemsländerna och som dessutom har visat sig mycket svåra att ändra. I synnerhet efter utvidgningarna är skillnaderna mellan olika delar av det gemensamma territoriet så stora att det existerande regelverket ter sig föga funktionellt.

### 7.3 Globala frågor

Den internationella dimensionen i en politik för biologisk mångfald går utöver det regionala perspektivet och gäller inte bara de ekosystem som finns i närområdet. Biosfären uppvisar samband och beroenden med större räckvidd. Flyttfåglarna är ett konkret

---

<sup>261</sup> Johan Bodegård, pers. medd.



exempel på detta, om än inte det viktigaste. Vissa populationer av silvertärnan *Sterna paradisaea* flyttar varje år mellan Arktis och Sydafrika eller i vissa fall till och med Antarktis.

På ett mer fundamentalt plan är den biologiska mångfalden på jorden i viktiga avseenden en global kollektiv nytta,<sup>262</sup> det vill säga en nytta som är användbar utanför det land där den råkar finnas och som bara delvis är konkurrerande bland dem som nyttjar den. Vad som skiljer en biodiversitetsresurs i ett land, till exempel genuppsättningen hos en art, från en mineral- eller oljeresurs är kunskapsinnehållet. Kunskap kan till skillnad från olja eller mineraler nyttjas av flera utan att det går ut över andra.

I Konventionen om biologisk mångfald har detta hanterats på ett något olyckligt sätt genom att genetiska resurser har "privatiserats" till enskilda länder. Samtidigt har internationellt verksamma företag tryckt på från ett annat håll för att kunna privatisera samma nytta genom patent och andra immaterialrättsliga skyddsformer. Båda dessa lösningar har redan lett till problem och riskerar att framgent leda till en ineffektiv hantering av den biologiska mångfalden. Tillgänglighet för forskningen – som är internationell till sin natur – samtidigt som ursprungsbefolkningen tillförsäkras en rimlig andel av vinsterna representerar den bästa avvägningen mellan effektivitet och rättvisa.<sup>263</sup>

Den globala dimensionen i den svenska politiken för biologisk mångfald tar sig som tidigare nämnts olika uttryck. Inom ramen för de övergripande målen och restriktionerna – fattigdomsbekämpning, rättighetsperspektiv och Parisdeklarationens krav på nationellt ägarskap i samarbetsländerna – ger Sverige stöd både via multilaterala organ som den globala miljöfonden GEF och mer klassiskt projektbaserat stöd inom det bilaterala samarbetet.

I denna internationella policymix finns ett antal målkonflikter och utmaningar:

- Den svenska utvecklingspolitikens inriktning på fattigdomsbekämpning lägger tonvikten vid direkta nyttjandaspekter,

---

<sup>262</sup> Se Zedillo et al. (2006), en rapport som dock inte tar upp den biologiska mångfalden som en kollektiv nytta.

<sup>263</sup> Det bör noteras att äganderätt för ett enskilt land inte automatiskt garanterar att ursprungsbefolkningens rättigheter blir tillgodosedda. I Sydafrika har man baserat på traditionell kunskap hos san-folket utvecklat ett bantningshjälpmedel från kaktusarten *Hoodia gordonii*. Vinsterna från denna exploatering har dock kommit att delas med den aktuella folkgruppen bara efter en politisk och juridisk strid. San-folket tillerkänns numera genom en överenskommelse med det sydafrikanska rådet för vetenskaplig och teknisk forskning en viss procent på den framtida royaltyn från läkemedelstillverkningen.

- vilket innebär att mer generella ekosystemtjänster och artbevarande inte prioriteras. Utöver stödet via GEF är det därmed en tämligen liten andel av det svenska biståndet som går till naturvård med detta vidare, men inte mindre viktiga, syfte.
- Det finns exempel på att hot mot biotoper och ekosystem i utvecklingsländerna primärt orsakas av överutnyttjande på grund av fattigdom, men – som fallet Maloti-Drakensberg i södra Afrika visar – det finns också exempel på motsatsen; stigande välbefinnande kan utgöra ett hot mot biodiversitet och försörjning med ekosystemtjänster på såväl lokal som regional och nationell nivå. De underliggande drivkrafterna bakom förlusten av biologisk mångfald beaktas sällan fullt ut.
  - Ett tredje problem är att öronmärkta projekt/programstöd minskar och att det bilaterala biståndet till enskilda länder i linje med Paris-deklarationen i allt högre grad styrs utifrån ländernas prioriteringar såsom de uttrycks i fattigdoms- eller utvecklingsstrategier. När akuta problem står högst på agendan, beaktas sällan mångfaldens och ekosystemtjänsternas värden fullt ut i beslutsfattandet – trygg vattentillgång, pollineringskontroll, kustzonskydd, klimatanpassning och annat.
  - Den traditionella biståndspolitikens intresse för biologisk mångfald är av naturliga skäl fokuserat på jordbrukets och i någon mån skogbrukets behov. Detta är i och för sig förståeligt, men det innebär samtidigt att det bredare perspektivet på biodiversiteten lätt tappas bort. Icke-timmerrelaterade produkter från tropiska skogar, framtida utvecklingsmöjligheter för turism och andra utkomstmöjligheter som inte är direkt kopplade till de traditionella areella näringarna är inte väl representerade i diskussionen om politikens inriktning.

Det multilaterala stödet via GEF är alltså den komponent som har bäst förutsättningar att fånga upp de mer långsiktiga och kollektiva aspekterna av mångfald och ekosystemtjänster. Även beträffande detta stöd finns det emellertid problem. Den utvärdering av verksamheten inom området biodiversitet som genomfördes av organisationens eget utvärderingsorgan 2004 var överlag positiv i bedömningen av uppnådda resultat.<sup>264</sup> Organisationen har haft en katalyserande effekt på arbetet med biologisk mångfald i många

---

<sup>264</sup> GEF (2004).

länder. De tio länder som fått mest stöd hör alla till gruppen av så kallat megadiversa länder; huvudfokus i biodiversitetsarbetet ligger på att säkra ”global biodiversity hotspots”, relativt avgränsade områden med hög biodiversitet (varmed i de flesta fall avses artrikedom).<sup>265</sup> Projektområdena visar också god koppling till områden och objekt som av andra har bedömts som globalt betydelsefulla – världsarv och områden listade enligt Ramsarkonventionen eller i *Man and the Biosphere Reserves*. Till de kritiska synpunkter som framförs i rapporten hör att det är svårt att uppskatta de samlade effekterna av de olika projekten.

GEF antog 2007 en ny områdesstrategi för biodiversitet.<sup>266</sup> Till målen i denna strategi hör att bidra till uthålligheten i förvaltningen av skyddade områden, utveckla aspekter av bevarande och uthålligt brukande i produktionsinriktade system, skydd av mångfald via stärkt biosäkerhet och strategier mot främmande arter samt kompetensuppbyggnad beträffande Bonnriktlinjerna om tillgång till genetiska resurser och rättvis fördelning av vinster.

Av betydelse för den svenska utvecklingspolitikens fattigdomsperspektiv är att GEF sedan några år använder en ny utvärderingsformel för landtilldelningen, i vilken ett lands position bestäms av både dess objektivt uppskattade biodiversitetstillgångar och dess förutsättningar att genomföra projekt med bestående positiva resultat.<sup>267</sup> Biodiversitetstillgångarna är som framgår av figuren nedan ojämnt fördelade över världens länder.

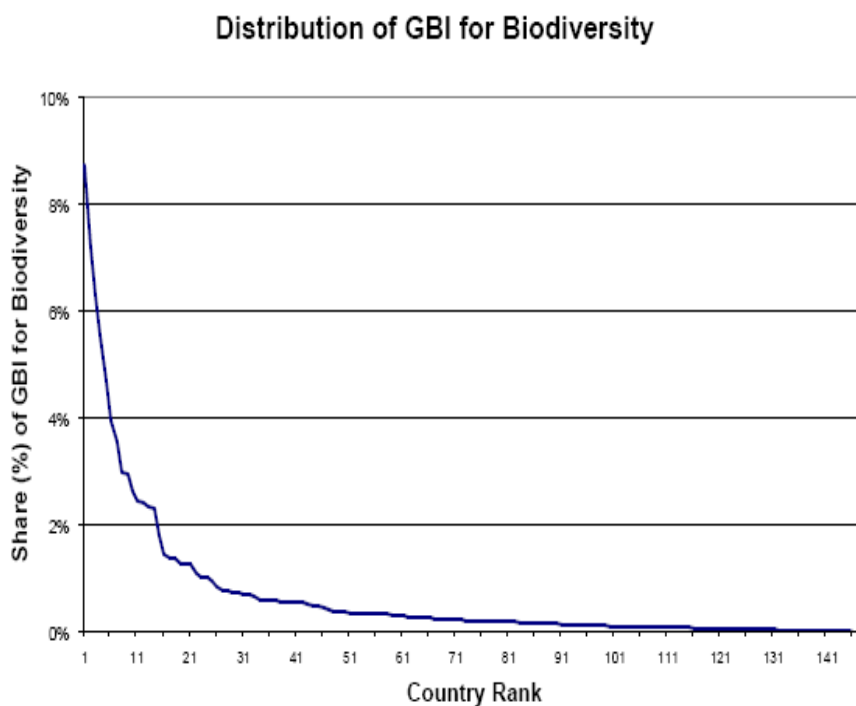
---

<sup>265</sup> 15 länder som tillsammans bedöms ha omkring 70 procent av den globala biologiska mångfalden.

<sup>266</sup> GEF (2007).

<sup>267</sup> GEF (2005).

Figur 7.1 Fördelningen av biodiversitetsresurser enligt GEF:s skattningar



**Källa:** GEF (2005), annex 1.

Genomförandeförmågan bedöms i sin tur som en sammanvägning av tidigare projektutvärderingar (10 procent), en bedömning av landets institutionella kapacitet på miljöområdet (70 procent) samt en allmän bedömning av landets administrativa kapacitet (20 procent). Slutligen sker en sammanvägning av biodiversitetsfaktorn och genomförandeförmågan med större vikt för den senare.<sup>268</sup>

Sedan poängen bestämts på detta sätt för vart och ett av länderna fördelas den totala budgeten för biodiversitetsrelaterade projekt i proportion till respektive lands poäng (med vissa justeringar). Länder med hög kapacitet kommer därmed att få en stor andel av den totala budgeten. Detta är en förståelig attityd sett ur GEF:s synvinkel, eftersom man naturligtvis önskar se så stor framgång som möjligt för de projekt som man är med och

<sup>268</sup> Country Score =  $GBI^{0.8} \times GPI^{1.0}$ , där GBI är biodiversitetsindex och GPI är genomförandeindex.

finansierar. Inte minst det administrativa hållbarhetsperspektivet brukar ges stor vikt; länderna bör ha rimliga förutsättningar att vidmakthålla de resultat som har uppnåtts när själva projektet har genomförts och experterna har återvänt till sina hemländer. Samtidigt blir effekten av denna metod att fattiga länder med svag administrativ förmåga kommer att rankas lågt, även om de i och för sig har betydande biodiversitetsresurser som rätt utvecklade skulle kunna bli betydelsefulla i ett längre perspektiv. Flera av länderna ligger i Afrika, en världsdel i fokus för den reformerade svenska samarbetspolitiken. Problemet blir desto allvarligare av att biodiversiteten för närvarande är hårt ansatt i många av de fattigare länderna och att resursen därmed riskerar att ha krympt eller förötts när länderna har utvecklat en sådan administrativ förmåga att de framgångsrikt skulle kunna driva program och projekt inom området.

Till detta kan läggas ytterligare några problem med den av GEF administrerade verksamheten. Organisationens eget sekretariat är medvetet litet och saknar kapacitet för självständig utvärdering av olika projektförslag, en aktivitet som därför överläts åt de tilltänkta genomförarna. Handläggningen tar därför lång tid, vilket skapar problem med medfinansieringen, eftersom andra finansiärer (i synnerhet om det rör sig om samarbetslandet självt) riskerar att tröttna och använda reserverade medel för andra ändamål. Det finns en uttalad ambition att förkorta handläggningstiden. Samtidigt har sekretariatet under senare år börjat inta en mer aktiv attityd beträffande genomförandet, vilket tenderar att få effekter i motsatt riktning.

### *Summering*

Den internationella dimensionen måste vara central för diskussion om en svensk policy på området biologisk mångfald. Det är inte så att det finns en viss budget avsatt för åtgärder avsedda att bevara och utveckla den biologiska mångfalden och att det inom den sker en avvägning mellan svenska och internationella insatser. Icke desto mindre måste man ställa frågan om den aktuella politiken representerar en rimlig avvägning. Å ena sidan måste den svenska politiken för att vara internationellt trovärdig garantera ett rimligt ansvarstagande för den egna biologiska mångfalden. Å andra sidan kan man inte kräva att varje problem med den biologiska mång-

falden skall vara löst innan man engagerar sig i de internationella problemen. Som har framgått tidigare är läget för den biologiska mångfalden internationellt väsentligt sämre än det är i Sverige, oavsett hur man väljer att mäta. Motiven för ett utökat internationellt engagemang är därmed starka.

Den biologiska mångfalden är under stark press i många av utvecklingsländerna och riskerar att kraftigt reduceras, med negativa konsekvenser för förmågan att producera ekosystemtjänster och därmed för fattigdomsbekämpningen på medellång och längre sikt. Utifrån de dominerande svenska prioriteringarna inom biståndet är det inte aktuellt att öka stödet till artbevarande eller generella kollektiva nyttigheter, möjligen med undantag för stöd via multilaterala organ som GEF – ett alternativ som också har sina problem. I perspektivet av fattigdomsbekämpning och mänsklig välfärd på längre sikt bör man överväga en mer central plats för den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna på den biståndspolitiska agendan.

## 7.4 Sammanfattning av åtgärdsdiskussionen

### *Politiken i Sverige*

Politiken för biologisk mångfald skall enligt både internationella och svenska policydokument beakta såväl gen- som art- och ekosystemnivå. I den allmänna debatten är det inte desto mindre arterna som tilldrar sig det mesta av uppmärksamheten. Detta behöver inte nödvändigtvis betyda att den faktiskt förda politiken blir felaktig. De direkt artinriktade åtgärdsprogrammen står för en begränsad del av naturvårdsbudgeten. Som har framgått sträcker sig betydelsen av artfokuserade dokument som rödlistan dock längre än till dessa program. Handedningar och allmänna råd från Naturvårdsverket visar en tendens att fokusera rödlistade och sällsynta arter i kriterierna för urval av skyddsvärda objekt. Det är angeläget att ekosystemperspektivet upprätthålls i utformningen av bevarandeåtgärder. Möjligen bör en kortare och samtidigt skarpare rödlista med ett renodlat sådant perspektiv tas fram.

### *Regional nivå*

Hög prioritet på en politisk agenda för att bevara biologisk mångfald måste ges åt ambitionen att så långt möjligt begränsa eller eliminera de negativa effekterna av offentlig politik på olika områden – miljöskadliga subventioner inom jordbruk, fiske och andra sektorer. För att det offentliga med någon trovärdighet skall kunna angripa miljöproblem som härrör från marknadsmisslyckanden inom den privata sfären bör man presentera lösningar på de allvarliga miljöproblem som man själv är upphov till. Främst gäller det sektorer som jordbruk, skogsbruk och fiske. En komplikation är att såväl jordbruks- som fiskeripolitiken i väsentliga delar bestäms på EU-nivå och att EU:s beslutsprocesser har svårt att fånga upp den typ av konflikter mellan olika politikområden som är aktuella i bevarandet av den biologiska mångfalden. Någon kunskapsbrist råder knappast på detta område.

Det regionala perspektivet är väsentligt också i utformningen av positiva åtgärder för artbevarande. Åtgärdsdiskussionen bör internationaliseras, så att åtgärder för att bevara biologisk mångfald – på samma sätt som sker beträffande klimatfrågan – analyseras och dimensioneras med sikte på att genomföras där de har störst effekter. Här har EU en självklar roll att fylla. Nuvarande direktiv ter sig inte funktionella i detta perspektiv, eftersom de etablerar restriktioner över hela EU-området som inte i tillräcklig utsträckning beaktar de stora skillnader som råder mellan medlemsländerna. En analys med sikte på identifiera samverkansmöjligheter mellan EU:s medlemsländer och andra länder i regionen och eliminera dysfunktionella inslag i gällande direktiv är angelägen.

### *Det globala perspektivet*

Den biologiska mångfalden är en storhet som är svårhanterlig inom ramen för det internationella utvecklingssamarbetet. Den är i viktiga avseenden en global kollektiv nytta, vilket måste beaktas när politiken utformas på global nivå. Den har också svårt att få tillräckligt utrymme på den politiska agendan i samarbetsländerna, där akuta problem ofta dominerar. Det finns som framgått problem med både den bilaterala politiken, som i hög utsträckning är fokuserad på de traditionella areella näringarnas behov, och den multilaterala, där resurserna knutna till det

viktigaste instrumentet GEF inte fördelas helt i enlighet med den svenska utvecklingspolitikens grundläggande mål. Den biologiska mångfaldens plats på den svenska utvecklingsagendan bör därför ses över.



# Referenser

- Ahlén, I. m.fl. (1996): "Förändringar i flora och fauna", i *Växter och djur*. Sveriges Nationalatlas, Kartförlaget (distr.), Gävle.
- Arrow, K.J., Hahn, F.H. (1971): *General competitive analysis*. North-Holland, Amsterdam.
- Artdatabanken (2003): *Slutrapport från uppdraget "Analys, prioritering och gruppering av rödlistade arter för åtgärdsprogram"*. Dnr dha 116/02 2.3, 2003-02-24, Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- (2007): *Åtgärdsprogram för hotade arter*. Version av 28.11.2007.
- (passim): Enskilda faktablad kan hämtas från [www.artdata.slu.se](http://www.artdata.slu.se).
- Ashwell, A. et al. (2006): *Fynbos fynmense: people making biodiversity work*. SANBI Biodiversity Series 4, Pretoria.
- Augustson, Å. m.fl. (2006): "Floristisk mångfald i Salix-odlingar", *Svensk Botanisk Tidskrift* 100, 52–58.
- Bateman, I. et al. (2002): *Economic valuation with stated preference techniques. A manual*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Bengtsson, J. (2001): "Betydelsen av biologisk mångfald för biologiska processer", s. 57–59 i Blomberg, A., Burman, A., *Biodiversitet i odlingslandskapet*. CBM:s skriftserie 4, SLU, Uppsala.
- Bet. 2005/06:MJU3. Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag m.m.
- Binet, T. (2007): *Fuelling the threat for sustainable fisheries in Europe*. Institute for European Environmental Policy, London, for the World Wildlife Fund.
- Bishop, R.C. (1978): "Endangered species and uncertainty;...", *American Journal of Agricultural Economics* 60, 10–18.

- Björklund, J.-O., Eriksson, P. (2007): *Sällsynta fjärilar i Uppsala län*. Upplandsstiftelsen och Länsstyrelsen i Uppsala län, Uppsala.
- Blackwelder, B. (2002): Yttrande vid senatsutfrågning den 24 januari 2002, cit. i Sunstein (2002), s. 19.
- Bohm, P., Dufwenberg, M. (2003): *Politik på prov – en ESO-rapport om experimentell ekonomi*. Ds 2003:31.
- Bramson, M. et al. (1998): “A spatial model for the abundance of species”, *Annals of Probability* 26, 658–709.
- Broecker, W.S. (1987): *How to build a habitable planet*. Eldigio Press, New York.
- (2006): “Was the younger Dryas triggered by a flood?”, *Science* 312, 1146-8.
- Brown, O. (2005): *Policy incoherence: EU fisheries policy in Senegal*. Occ. Paper, UNDP, New York.
- Cohen, J.E. (1994): “Marine and continental food-webs: ...”, *Phil. Trans. Royal Soc. Ser. B* 343, 57–69, cit. i Williamson (1997).
- CBM (2004): *Sveriges genomförande av Konventionen om biologisk mångfald med avseende på främmande arter och genotyper*. Centrum för biologisk mångfald, dnr 2004-02-22.
- Chester, C.C. (2006): *Conservation across borders. Biodiversity in an interdependent world*. Island Press, Washington.
- Cooney, R. (2005): ”Introduction” i Cooney & Dickson (2005).
- Cooney, R., Dickson, B. (2005): *Biodiversity and the precautionary principle. Risk and uncertainty in conservation and sustainable use*. Earthscan, London.
- Cooper, N. et al. (1995): Temanummer av *Biodiversity and Conservation* 4 (8).
- COUNCIL DIRECTIVE 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, annex 2, konsoliderad version av 1.1.2007.
- Croll, D.A. et al. (2005): “Introduced predators transform subarctic islands from grassland to tundra”, *Science* 307, 1959-61, cit. i Millennium Ecosystem Assessment (2005).

- Crutzen, P.J. et al. (2007): "N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels", *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 7, 11191-205.
- Davis, M. et al. (1984): "Extinction of species by periodic comet showers", *Nature* 308, 715-7.
- de Jong, J. m.fl. (2004): *Hur behandlas biologisk mångfald i MKB?* Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala.
- DeLong, D.C. (1996): "Defining biodiversity", *Wildlife Society Bulletin* 24, 738-49.
- Driver, A. et al. (2005): *National biodiversity assessment 2004: priorities for biodiversity conservation in South Africa*. South African National Biodiversity Institute, Pretoria.
- Ducklow, H.W. et al. (2001): "Upper ocean carbon export and the biological pump", *Oceanography* 14, 50-58, cit. i MEA (2005), s. 321.
- Dudley, T.L., Deloach, C.J. (2004): "Saltcedar (*Tamarix* spp.), endangered species, and biological weed control – can they mix?", *Weed Technology* 18, 1542-51.
- EEA (2007): *Europe's environment – The fourth assessment*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- Eigenbrode, J., Freeman, K. (2006): "Late Archaean rise of aerobic microbial ecosystems", *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 103, 15759-64.
- Ellison, C.R.W. et al. (2006): "Surface and deep ocean interactions during the cold climate event 8200 years ago", *Science* 312, 1929-32.
- Elmgren, R., Hill, C. (1977): "Ecosystem function at low biodiversity", kap. 14 i Ormond et al. (ed.) (1997).
- En samlad naturvårdspolitik*. Regeringskrivelse 2001/02:173.
- Estes, J.A., Duggins, D.O. (1993): "Sea otters and kelp forests in Alaska:...", *Ecological Monographs*, 65, 75-100, cit. i Miljövärdberedningen (2002).
- Etienne, R.S., Alonso, D. (2006): "Neutral community theory: ...", *Journal of Statistical Physics*, DOI: 10.1007/s10955-006-9163-2.
- EU-kommissionen (2000): *Meddelande om försiktighetsprincipen*. KOM (2000) 1 slutlig, Bryssel.

- (2006): *Att stoppa förlusten av biologisk mångfald till 2010 – och därefter. Att upprätthålla ekosystemtjänster för mänskligt välbefinnande*. Meddelande från Kommissionen KOM (2006) 216 slutlig, Bryssel.
- Fahrig, L. (2003): "Effects of habitat fragmentation on biodiversity", *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- FAO (1992): *Marine fisheries and the Law of the Sea: A decade of change*, cit. i Schrank (2003).
- Fisher, R.A. et al. (1943): "The relation between the number of species ...", *Journal of Animal Ecology* 12, 42–58.
- Fiskeriverket (2007): Åtgärder för marina fiskarter och skaldjur. Rapport 2007-02-27, Fiskeriverket, Göteborg.
- (2008): <http://www.fiskeriverket.se/arkiv/nyhetsarkivpressrum/debattartiklar/5.323810fc116f29ea95a80001147.html>
- Flecker, A.S., Townsend, C.R. (1994): "Community wide consequences of trout introduction in New Zealand streams", *Ecological Applications* 4, 798-807, cit. i Millennium Ecosystem Assessment (2005).
- FN:s ramkonvention om klimatförändringar*. SÖ 1993:13.
- Fonseca, C.R., Ganada, G. (2001): "Species functional redundancy, random extinction and the stability of ecosystems", *Journal of Ecology* 89, 118–125.
- France, R., Rigg, C. (1998): "Examination of the 'founder effect' in biodiversity research: Patterns and imbalances in the published literature", *Diversity and Distributions* 4, 77–86.
- Frankena, W. (1939): "The naturalistic fallacy", *Mind* 48, 464-77.
- (1963): *Ethics*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs. På svenska *Etik*. 3 uppl. Studentlitteratur, Lund (1976).
- Fredman, P. (2000): *Environmental evaluation and policy: Applications in the management of endangered species, recreation and tourism*. Akad. avh., SLU, Uppsala.
- (2000 b): "Svensken sätter värde på skogsnaturen", *Fakta Skog* 10, SLU, Uppsala.

Förordning om utsättning av genetiskt modifierade organismer i miljön. SFS 2002:1086.

GEF (2004): *Biodiversity program study 2004*. Global Environment Facility Evaluation Office, GEF, Washington.

- (2005): *The GEF resource allocation framework*. Global Environment Facility, Washington.

- (2006): *About the Global Environment Facility*. Global Environment Facility, Washington.

- (2007): *Biodiversity focal area strategy and strategic programming for GEF-4*. Global Environment Facility, Washington.

Goodman, D. (1975): "The theory of diversity-stability relationships in ecology", *Quart. Rev. Biology* 50: 237–267.

Groom, M.J. et al. (2006): *Principles of conservation biology*. 3<sup>rd</sup> ed. Sinauer Ass., Sunderland, Mass.

Gärdenfors, U. (ed.) (2005): *Rödlistade arter i Sverige 2005*. Art databanken, SLU, Uppsala.

Gärdenfors, U. m.fl. (2003). *Djur, svampar och växter i Sverige. Förteckning över antal arter per familj*. ArtDatabanken rapporterar 5.

Hanski, I. (2000): "Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation", *Ann. Zool. Fennici* 37, 271–280.

Hanski, I., Ovaskainen, O. (2002): "Extinction debt at extinction threshold", *Conservation Biology* 16, 666–673.

Hicks, J.R. (1939): "Foundations of welfare economics", *Economic Journal* 49, 696–712.

Holling, C.S. (1978): "The spruce-budworm forest-management problem", kap. 11 i Holling, C.S. (ed.), *Adaptive environmental assessment and management*. IIASA/John Wiley, Chichester.

- (1986): "The Resilience of Ecosystems; Local Surprise and Global Change", i W. C. Clark and R. E. Munn, (ed.), *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge.

Hooper, D. et al. (2005): "Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge", *Ecological Monographs* 75(1), 3–35.

Hooper, D., Vitousek, P.M. (1997): "The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes", *Science* 277, 1302-1305.

Hubbell, S.P. (2001): *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

Hultkrantz, L., Nilsson, J.-E. (2004): *Samhällsekonomisk analys*. SNS Förlag, Stockholm.

Irish, K.E. & E.A. Norse (1996): "Scant emphasis on marine biodiversity", *Conservation Biology* 10, 680-.

IUCN (2000): *IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*.

- (2001): *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

- (2003): *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0*. IUCN Species Survival Commission, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

- (2007): 2007 IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.

Kahneman, D. et al. (1982): *Judgment under uncertainty: Heuristics and biases*. Cambridge University Press, Cambridge.

Kaldor, N. (1939): "Welfare propositions of economics and interpersonal comparisons of utility", *Economic Journal* 49, 549–552.

Karl, B. J., Best., H. A. (1982): "Feral cats on Stewart Island; their foods and their effects on Kakapo", *New Zealand Journal of Zoology* 9, 287-94.

King, C.E: (1964): "Relative abundance of species and MacArthur's model", *Ecology* 45, 716–727, cit. i Hubbell (2001).

Kinzig, A.P. et al. (ed.) (2001): *The functional consequences of biodiversity*. Princeton University Press, Princeton.

- Kirschner, M.W., Gerhart, J.C. (2005): *The plausibility of life. Resolving Darwin's dilemma*. Yale University Press, New Haven.
- Kohn, A.J. (1969): "The ecology of the genus *Conus* in Hawaii", *Ecological Monographs* 29, 47–90, cit. i Hubbell (2001).
- Konar, B. (2000): "Limited effects of a keystone species: Trends of sea otters and kelp forests at the Semichi Islands, Alaska", *Marine Ecology Progress Series* 199, 271-80.
- Kontoleon, A., Swanson, T. (2003): "The willingness to pay for property rights for the giant panda: Can a charismatic species be an instrument for conservation of natural habitat?", *Land Economics* 79, 483-99, cit. i OECD (2004).
- Konventionen om biologisk mångfald*. SÖ 1993:77.
- Koper, N. et al. (2007): "Residuals cannot distinguish between ecological effects of habitat amount and fragmentation:...", *Landscape Ecology* 22, 811–820.
- Koricheva, J., Siipi, H. (2004): "The phenomenon of biodiversity", kap. 1 i Oksanen & Pietarinen (2004).
- Kuo, A., Garrity, G.M. (2002): "Exploiting microbial diversity", kap. 15 i Staley & Reysenbach (ed.) (2002).
- LaFranchi, S. (2005): "Surveying the precautionary principle's ongoing global development: The evolution of an emergent environmental management tool", *Boston College Environmental Affairs Law Review*, 2005.
- LaVina, A. et al. (2002): *Reforming agricultural subsidies: No-regrets policies for livelihoods and the environment*. World Resources Institute, Washington D.C.
- Lee, K. (1996): "The source and locus of intrinsic value:...", *Environmental Ethics* 18, 297-309, cit. i Koricheva & Siipi (2004).
- Leigh, J.A. (2002): "Evolution of energy metabolism", kap. 4 i Staley & Reysenbach (ed.) (2002).
- Lennartsson, T. (2005): *Fragmenterat landskap – en kunskaps-sammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald*. Producerad av Inst. f. naturvårdsbiologi, SLU, publicerad som Rapport 2005:9, Jordbruksverket, Jönköping.

- Lingard, J. (2002): "Agricultural subsidies and environmental change", in *Encyclopedia of Global Environmental Change*. J. Wiley, New York.
- Lomborg, B. (2001): *Världens verkliga tillstånd*. SNS Förlag, Stockholm.
- Lovelock, J. (1979): *Gaia: A new look at life on Earth*. Oxford University Press, Oxford.
- (1988): *The ages of Gaia*. Oxford University Press, Oxford.
- Lovejoy, T.E., Hannah, L. (2005): *Climate change and biodiversity*. Yale University Press, New Haven.
- MacArthur, R.H. (1960): "On the relative abundance of species", *American Naturalist* 94, 25–36.
- Mackie, J.L. (1977): *Ethics. Inventing right and wrong*. Penguin Books, Harmondsworth.
- MAFNZ (1996): *Environmental effects of the reform process in New Zealand*. Presented at OECD seminar on environmental effects of sustainable agriculture, Helsinki 10–13 September 1996, <http://www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/environmental-effects-of-removing-subsidies/httoc.htm>.
- Margulis, L., Oledzenski L. L. (ed.): *Environmental evolution*. MIT Press, Cambridge.
- May, R. (1974): *Stability and complexity in ecosystems*. 2<sup>nd</sup> ed. Princeton University Press, Princeton.
- McNaughton, S.J. (1977): "Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology", *Amer. Naturalist* 111, 515–525.
- Mealey, S.P. (2005): "Precaution in the American Endangered Species Act as a precursor to environmental decline: The case of the Northwest Forest Plan", kap. 12 i Cooney & Dickson (ed.) (2005).
- Melezhik, V.A. et al. (2006): "The emerging Earth system through Archaean-Paleoproterozoic Transition:...", *Geophysical Research Abstracts* 8, 01024.



- Micheli, F., Halpern, B.S. (2005): "Low functional redundancy in coastal marine assemblages", *Ecology Letters* 8, 391–400.
- Milazzo, M. (1998): *Subsidies in world fisheries. A re-examination*. Technical paper 406, World Bank, Washington.
- Miljövårdsberedningen (2002): *Resilience*. Miljödepartementet, Stockholm.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press, Washington.
- (2005): *Ecosystems and human well-being. Vol. 1. Current state and trends. Vol. 2. Scenarios. Vol. 3. Policy responses. Vol. 4. Multiscale assessments*. Island Press, Washington.
- (2005b): *Ecosystems and Human Well-being. Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Mojzsis, S.J. et al. (1996): "Evidence for life on Earth before 3800 million years ago", *Nature* 384, 55-9.
- Molander, P. (1984): *Fångarnas dilemma – en översikt*. FOA rapport C 10262 – M2.
- (1992): *Frihandeln ett hot mot miljöpolitiken – eller tvärtom?* Rapport till ESO, Ds 1992:12.
- (1994): *Akvedukten vid Zaghouan. En essä om stat, moral och liberalismens framtid*. Atlantis, Stockholm.
- (1994b): *Miljön som långsiktig restriktion*. Bil. 2 till 1995 års långtidsutredning. Finansdepartementet, Stockholm.
- (1999): *Den åttafaldiga vägen. Motiv för offentliga åtaganden*. SNS Förlag, Stockholm.
- (2007): "Mellan är och bör – Hume, Jellinek och det faktiskas normativa kraft", bidrag till festskrift till Johan Hirschfeldt (under publ. på Iustus Förlag).
- Moore, G.E.(1903): *Principia Ethica*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Motomura, I. (1932): "A statistical treatment of associations", *Zoological Magazine, Tokyo* 44, 379–383.
- Naess, A. (1961): *Empirisk semantik*. Läromedelsförlagen, Stockholm. Flera senare tryckningar.

- Naturvårdsverket (1996): *Markavvattning*. Allmänna råd 96:3, Naturvårdsverket, Stockholm.
- (1997): Introduktion av främmande arter i svensk landmiljö. Omfattning och konsekvenser. Rapport 4658, Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (1977 b): Naturvårdsverkets policy för introduktion och spridning av främmande organismer. Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (2003): *Ett rikt växt- och djurliv. Förslag till miljökvalitetsmål för biologisk mångfald*. Rapport 5301, augusti 2003.
  - (2003 b): *Planering av naturreservat – avgränsning och funktionsindelning*. Rapport 5295, augusti 2003.
  - (2005): *Åtgärdsprogram för bevarande av vitryggig hackspett*. Rapport 5486, juni 2005.
  - (2005 b): *Förändringar under ytan. Sveriges havsmiljö granskad på djupet*. Monitor 19, Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (2005 c): *Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdesskydd i skogslandskapet*. Rapport 5452, mars 2005.
  - (2005 d): *Nationell strategi för bevarande av våtmarker och sumpskogar*. Underlagsrapport 2005-10-11.
  - (2005 e): *Frekvensanalys av skyddsvärd natur. Förekomst av värdekärnor i skogsmark*. Rapport 5466, Naturvårdsverket, maj 2005.
  - (2006): *Miljömålen – miljömålen på köpet*. De Facto 2006.
  - (2006 b): *Aktionsplan för havsmiljön*. Rapport 5563, Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (2006 c): *Hur genomförs konventionen om biologisk mångfald i Sverige?* Rapport 5578, Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (2006 d): *Övergödningen av Sveriges kuster och hav*. Rapport 5587, Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (2006 e): *Övergödningen av Sveriges kuster och hav. Naturvårdsverkets ställningstaganden med anledning av en internationell expertutvärdering av kväve/fosfor-problematiken i våra omgivande hav*. Rapport 5587, Naturvårdsverket, Stockholm.

- (2007): *Miljömålen i ett internationellt perspektiv. Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges miljömål*. Naturvårdsverket, Stockholm.
  - (2007 b): *Ett rikt växt- och djurliv. Fördjupad utvärdering*. Under publicering. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Norton, B.G. (1994): "On what we should save:...", i P. Forey et al. (eds.), *Systematics and conservation evaluation*. Clarendon Press, Oxford.
- Nunes, P.A.L.D. et al. (2003): *The ecological economics of biodiversity*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Oberthür, S., Gehring, T. (2006): *Institutional interaction in global environmental governance: Synergy and conflict among international and EU policies*. MIT Press, Cambridge.
- OECD (1999): The US experience with measures to promote the conservation of wetlands. ENV/EPOC/GEEI/BIO/97(9)/FINAL, OECD, Paris.
- (1999b): *The US experience with measures to promote the conservation of wetlands*. ENV/EPOC/GEEI/BIO/(97)9/FINAL. OECD, Paris.
  - (2003): *Perverse incentives in biodiversity loss*. ENV/EPOC/GSP/BIO(2003)2/FINAL. OECD, Paris.
  - (2004): *Handbook of market creation for biodiversity. Issues in implementation*. OECD, Paris.
  - (2005): *Environmentally harmful subsidies. Challenges for reform*. OECD, Paris.
  - (2006): *Subsidy reform and sustainable development. Economic, environmental and social aspects*. OECD, Paris.
  - (2007): *Subsidy reform and sustainable development. Political economy aspects*. OECD, Paris.
- Oksanen, M., Pietarinen, J. (2003): *Philosophy and biodiversity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ormond, R.F.G. et al. (ed.) (1997): *Marine biodiversity. Patterns and processes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Panayotou, T., Ashton, P.S. (1992): *Not by timber alone. Economics and ecology for sustaining tropical forests*. Island Press, Washington.

- Plotkin, M., Famolare, L. (1992): *Sustainable harvest and marketing of rain forest products*. Island Press, Washington.
- Pearce, D. et al. (2006): *Cost-benefit analysis and the environment. Recent developments*. OECD, Paris.
- Pieters, J. (2003): "What makes a subsidy environmentally harmful:...", s. 143-88 i *Identifying environmentally harmful subsidies: Policy issues and challenges*. OECD, Paris.
- Pimm, S. (1991): *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Pittar, R. (2006): "Water reform and the agricultural sector in Australia", kap. 4 i OECD (2006).
- Polasky, S. et al. (2005): "The economics of biodiversity", kap. 29 i K.-G. Mäler, J.R. Vincent (ed.), *Handbook of Environmental Economics*, vol.3. Elsevier, Amsterdam.
- Porter, G. (2002): *Fisheries subsidies and overfishing: Towards a structured discussion*. UNEP, Nairobi.
- Powe, N. et al. (1997): "Using a geographical information system to estimate an hedonic price model of the benefits of woodland access", *Forestry* 70, 139-49, cit. i OECD (2004).
- Powlesland, R.G. et al. (1995): "Number, fate and distribution of akakpo (*Strigops habroptilus*) found on Stewart Island, New Zealand, 1979-92", *New Zealand Journal of Zoology* 22, 239-48.
- Preston, F.W. (1948): "The commonness, and rarity, of species", *Ecology* 29, 254-283.
- Prop. 2004/05:150. *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*.
- Prop. 2007/08:1, bil. 20 *Allmän miljö- och naturvård*.
- Ranius, T., Kindvall, O. (2006): "Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy", *Landscape Ecology* 21, 687-698.
- Raup, D.M., Sepkoski, J. (1984): "Periodicity of extinctions in the geological past", *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 81, pp. 801-5.
- Ray, J.C. et al. (ed.) (2005): *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press, Washington.

Regan, H.M. et al. (2001): "The currency and tempo of extinction", *American Naturalist* 157, 1–10.

Reg.skr. 2001/02:173. *En samlad naturvårdspolitik*.

Reid, D.G. (ed.) (2002): *Ecotourism development in Eastern and Southern Africa*. Weaver Press, Harare.

Repetto, R. (1988): *Economic policy reform for natural resource conservation*. World Bank, Washington, cit. i Panayotou & Ashton (1992).

Robertson, G.P. et al. (2000): "Greenhouse gases in intensive agriculture: ...", *Science* 289, 1922–1925.

Rolston, H. (1988): *Environmental ethics: Duties to and values in the natural world*. Temple University Press, Philadelphia, cit. i Koricheva & Siipi (2004).

Rosenqvist, L. (2007): *Afforestation of former arable land in North-Western Europe*. Akad. Avh., Inst. f. skoglig marklära, SLU, Uppsala.

Rskr. 2005/06:48.

Runge, C.F. (1994): "The environmental effects of trade in the agricultural sector", i *The environmental effects of trade*. OECD, Paris.

Rusch, D.B. et al. (2007): "The Sorcerer II Global Ocean Sampling Expedition: Northwest Atlantic through Eastern Tropical Pacific", *PLoS Biology* 5, 398–431.

Ruseski, G. (2006): "Subsidies and the 2003 cod fishery closure in Canada", kap. 6 i OECD (2006).

Salyers, A.A., Shipman, J. A. (2002): "Getting in touch with your prokaryotic self: ...", kap. 11 i Staley & Reysenbach (ed.) (2002).

Savage, D.C. (1977): "Microbial ecology of the gastrointestinal tract", *Annual Review of Microbiology* 31, 107–133.

Schrank, W.E. (2003). *Introducing fisheries subsidies*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 437. FAO, Rom.

Schulze, R.E., Perks, L.A. (2000): *Assessment of the impact of climate change on hydrology and water resources in South Africa*.

*Report to South African Country Studies for Climate Change Programme.* University of Natal, Pietermaritzburg.

Sepkoski, J., Raup, D.M. (1982): "Mass extinctions in the marine fossil record", *Science* 215, 1501-3.

SFS 2002:1086. *Förordning om utsättning av genetiskt modifierade organismer.*

Shannon, C.E. (1948): "A mathematical theory of communication", *Bell System Technical Journal* 27, 379-423.

Sida (1998/2000): *Sida and the Convention on Biological Diversity.*

- (2004): *Integrating biological diversity.*

- (odat.): *Using environmental conventions in development cooperation.*

SJVFS 1998:31. *Statens jordbruksverks föreskrifter om bekämpning av jättelokan (Heracleum mantegazzium).*

Sjöberg, F. (1993): *Verkligheten på hotlistan? En granskning av den svenska bevarande biologins basfakta.* Rapport 103, Inst. f. skogsökonomi, SLU, Umeå.

Sjöström, M. (2006): *Delrapportering av Konjunkturinstitutets regeringsuppdrag om monetär värdering av biologisk mångfald.* Delrapport, december 2006.

- (2007): *Monetär värdering av biologisk mångfald. En sammanställning av metoder och erfarenheter.* Specialstudie nr 14, Konjunkturinstitutet.

Skogsstyrelsen (2005): *Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer.* Skogsstyrelsens Förlag.

- (2007): *Fördjupad utvärdering av Levande skogar.* Meddelande 4, 2007, Skogsstyrelsen, Jönköping.

SOU 1989:63. *En ny livsmedelspolitik.*

Staley, J.T. (2002): "A microbiological perspective of biodiversity", kap. 1 i Staley & Reysenbach (ed.) (2002).

Staley, J.T., Reysenbach, A.-L. (ed.) (2002): *Biodiversity of microbial life.* John Wiley, New York.

Statskontoret (2007): *Skyddet av levande skogar.* Rapport 2007:14.

- Sunstein, C.R. (2005): *Laws of fear. Beyond the precautionary principle*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Suzuki, M.T., DeLong, E.F. (2002): "Marine prokaryote diversity", kap. 8 i Staley & Reysenbach (ed.) (2002).
- Svenska FSC-rådet (2000): *Svensk FSC-standard för certifiering av skogsbruk*. 2 uppl.
- (2006): *Svensk FSC-standard för certifiering av skogsbruk*. Förslag till certifieringsstandard 061114.
- Sveriges miljömål – ett gemensamt uppdrag*. Prop. 2004/05:150.
- Sveriges Nationatlas, Växter och djur*. Bra Böcker, Höganäs (1996).
- Swanson, T. et al. (2001): "The economics of panda reserve management:...", China Council for International Cooperation on the Environment and Development, Maryland, USA.
- Tucker, G., Treweek, J. (2005): "The precautionary principle in impact assessment: An international review", kap. 5 i Cooney & Dickson (ed.) (2005).
- Turner, B.L. et al. (1990): *Man as transformed by human action. Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tyrväinen, L., Miettinen, A. (2000): "Property prices and urban forest amenities", *Journal of Environmental Economics and Management* 39, 205-23, cit. i OECD (2004).
- Ullmann-Margalit, E. (1977): *The emergence of norms*. Clarendon Press, Oxford.
- UNEP (2002): *Integrated Assessment of Trade Liberalization and Trade-Related Policies. A Country Study on the Fisheries Sector in Senegal*. United Nations, New York.
- (2003): *The Impact of Trade Liberalization on Agricultural Biological Diversity*. UNEP/CBD/COP/7/INF/14, December 2003. UNEP, Nairobi.
- Uppsala kommun (2004): *Miljökonsekvensbeskrivning. Detaljplan för Gränby backe, Uppsala*. Fastighetskontoret, Uppsala kommun.
- Vane-Wright, R.I. et al. (1991): "What to protect? Systematics and the agony of choice", *Biological Conservation* 55, 235-54.

- Vetenskapsakademien och Fredrik Sjöberg (1998): *Artrikedomar*. KVA:s serie Människan och den nya biologin. Atlantis, Stockholm
- Wall, D.H. (ed.) (2004): *Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments*. Island Press, Washington.
- Wall, D.H. et al. (2004): "How biodiversity and ecosystem functioning affect ecosystem services", kap. 1 i Wall (ed.) (2004).
- Wandén, S. (2007): *Miljömål och andra önskemål*. Rapport 5747, Naturvårdsverket.
- Weaver, D.B. (ed.) (2001): *The encyclopedia of ecotourism*. CABI Publishing, Wallingford.
- Whitman, W.B. et al. (1998): "Prokaryotes: the unseen majority", *Proc. Natl. Acad. Sci. US* Vol. 95, 6578–6583.
- Whitmire, D.P., Jackson, A.A. (1984): "Are periodic mass extinctions driven by a distant solar companion?", *Nature* 308, 713–715.
- Wickstrom, T. et al. (1999): "Development and evaluation of baits for feral cat control", *Science for Conservation* 127F, 67–74.
- Widstrand, S. m.fl. (2004): "Vilda vargar är värda miljoner för Sverige", *Svenska Dagbladet* 2004-09-03.
- Williamson, M. (1997): "Marine biodiversity in its global context", kap. 1 i Ormond et al. (ed.) (1997).
- Wilson, E.O. (1992): *The diversity of life*. Belknap Press, Harvard University Press, Cambridge.
- Wilson, J.B., Agnew, A.D.Q. (1993): "Positive-feedback switches in plant communities", *Advances in Ecological Research* 23, 263–336, cit. i Miljövårdsberedningen (2002).
- WTO (2000): *Environmental benefits of removing trade restrictions and distortions: the fisheries sector*. Note by the Secretariat WT/CTE/W/167 (2000), WTO Committee on Trade and Environment, 16 October 2000.
- [www.bioresurs.uu.se](http://www.bioresurs.uu.se)
- [www.bserp.org](http://www.bserp.org) The Black Sea Ecosystem Recovery Project.
- Zaret, T., Paine, R. (1973): "Species Introduction in a Tropical Lake", *Science* 182, 449–455.



Zavaleta, E. et al. (2001): "Viewing invasive-species removal in a whole ecosystem context", *Trends in Ecology and Evolution* 16, 454-9.

Zedillo, E. et al. (2006): *Meeting global challenges: International cooperation in the national interest*. Report from the International Task Force on Global Public Goods. Ministry for Foreign Affairs, Stockholm, Sweden.

Zhu, P., Zhang, Y. (2007): "Demand for urban forests in United States cities", *Landscape and Urban Planning*, doi:10.1016/j.landurbplan.2007.09.05.

Österblom, H. et al. (2007): "Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea", *Ecosystems* doi:10.1007/s10021-007-9069-0.