



AALBORG UNIVERSITY
DENMARK

Aalborg Universitet

Kapitel I-8 Diversitetsmål

Arler, Finn

Published in:
Biodiversitet. Videnskab Kultur Etik I-II

Publication date:
2009

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link to publication from Aalborg University](#)

Citation for published version (APA):
Arler, F. (2009). Kapitel I-8 Diversitetsmål. I F. Arler (red.), *Biodiversitet. Videnskab Kultur Etik I-II* (Bind 1, s. 245-281). Aalborg Universitetsforlag.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal -

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at vbn@aub.aau.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Diversitetsmål

Vi har i de foregående kapitler set, at den biologiske forskellighed kan optegnes på en række forskellige måder. For det første den aristotelisk-linnéske klassifikation med rødder i folkelig taksonomi. For det andet optegnelser baseret på nytteværdi, oprindeligt inspireret af Dioscorides. For det tredje de forskellige former for økologisk taksonomi: de fysiognomiske, plantegeografiske og funktionelle optegnelser, som i kimform kan findes hos Theophrast. For det fjerde den pliniske opdeling efter organismernes betydning, primært med udgangspunkt i den aristoteliske naturskala, der på sin side kan ses som udtryk for grader af autonomi med muligheder for kulturel diversitet. Endelig findes efter Darwin forskellige former for evolutionær, genealogisk eller fylogenetisk klassifikation, der afspejler organismernes indbyrdes slægtskabsforhold.

De forskellige måder at optegne diversiteten på tydeliggør, at diversitet ikke alene er et spørgsmål om antallet af arter – der tilmed, som vi har set, kan tolkes og afgrænses på ret forskellig vis. Hver enkelt organisme eller art er ganske vist enestående i én eller anden grad, hvorfor antallet i sig selv har betydning, forudsat at man optæller arter, der er sammenlignelige. Diversiteten må omvendt også siges at vokse proportionalt med forskellene – uanset om det er mellem organismer, arter eller biotoper. Når man forsøger at opgøre biodiversiteten, er der en række forskellige taksonomier og systematikker, der tilbyder at optegne forskelligheder, og valget blandt disse vil være afhængig af sigtet med opgørelsen og af, hvilke forskelle der forekommer mest interessante.

Jeg skal i dette kapitel forsøge at samle op på nogle af de forskellige hensigter, der kan være med at optegne og vurdere biodiversiteten. Når jeg har givet kapitlet overskriften "Diversitetsmål" skal det forstås i som både hensigt og målestok. På den ene side henviser 'mål' til sigtet med opgørelserne. Der kan her enten være tale om overvejelser om mål af en helt overordnet karakter, hvor det ikke i første omgang er afgørende, om det er muligt at omsætte hensigterne til kvantitative målinger, eller der kan være tale om mere specifikke mål, der er nært forbundet med muligheden for at lave kvantitative målinger. På den anden side henviser 'mål' til de forskellige måder, diversiteten kan opgøres på, enten direkte eller med brug af indikatorer.

Jeg skal forsøge at fastholde et etisk-kulturelt perspektiv, når vi i det følgende bevæger os rundt mellem forskellige diversitetsmål. Jeg skal se på hensigter og forudsætninger bag forskellige slags opgørelser, og slutteligt sammenligne bestræbelsen på at fremme biodiversitet med andre slags målsætninger. Jeg skal kun i meget begrænset omfang behandle tekniske detaljer, som omsætningen af målene til kvantitative opgørelser fordrer, selvom der ofte foretages vigtige prioriteringer alene gennem valg af metode. Kapitlet er således langt fra at være en manual for naturforvaltere eller økologer.

De mange diversiteter

Anne E. Magurran skriver i sin bog om måling af biologisk diversitet, at hovedformålet er at afklare, hvor biodiverst et område er, og om det er mere divers end andre.¹ Målingerne skal sammenligne diversiteten i områder, der adskiller sig i rum eller tid. Hermed er ikke sagt ret meget, og man skal da også være opmærksom på, at diversitetsmålinger kan være meget forskelligartede. Den ene grund er, at målingerne kan foretages ud fra forskellige *formål*. Den anden grund er, at målingerne kan foretages på forskellig *skala*. Hertil kommer så en række tekniske forskelle, genveje og pragmatiske hensyn etc.

Hvis vi først ser på formålene med målingerne, så kan man overordnet set skelne mellem tre slags hovedformål. Den første type af formål drejer sig om *prioritering af områder* i en naturbeskyttelsesstrategi. Ved at sammenligne diversiteten i forskellige områder, kan man lave ranglister. Ranglister har betydning, hvis det centrale formål er at beskytte områder med størst biologisk diversitet. Det andet hovedformål med målingerne er at *registrere ændringer* over tid eller *registrere forskelle* mellem områder. Målinger af ændringer af diversiteten over tid vil bl.a. kunne anvendes ved vurderinger af forandringer, der finder sted ved ændret brug af et område, ved ændrede klimatiske betingelser el.lign. Gennem målinger kan man sammenligne ensartede påvirkningers betydning i forskellige områder eller forskellige påvirkninger i ensartede områder. Man kan eksempelvis måle på forskelle i diversitet mellem skove, der er forstmæs-

¹ Anne E. Magurran: *Measuring Biological Diversity*, Oxford: Blackwell 2004, p. 12.

sigt drevet, og skove uden markant menneskelig påvirkning. Det tredje hovedformål med målinger er at *efterprøve teorier*. Man kan eksempelvis teste diversitetens afhængighed af breddegrad, sammenhængen mellem stabilitet og diversitet, betydningen af områders relative isolation, eller mere generelt: identificere de faktorer, der er afgørende for forskelle mellem områder. Sådanne undersøgelser vil også være værdifulde for naturforvaltningen, men har ikke så direkte et sigte som de to øvrige.

Jeg har hidtil skrevet, at målinger foretages indenfor et område, men uden at nævne størrelsen af området. Spørgsmålet om skala er imidlertid helt centralt. Skalaerne kan formuleres enten sprogligt eller matematisk. De sproglige betegnelser omfatter til den ene side de biogeografiske: prøvested, habitat, biologisk samfund, landskab, biogeografisk provins etc., på den anden side de politisk-administrative: kommune, amt/region, nation etc. Skalaerne kan også formuleres matematisk: 1 m^2 , 10^2 m^2 , 10^4 m^2 , 10^6 m^2 , 10^8 m^2 etc. Der er ikke direkte sammenfald, men dog en vis overensstemmelse mellem biogeografiske og matematiske skalaer. Antallet af arter vil stige med områdernes størrelse.

Skala	Intern diversitet	Diversitet på tværs
Habitat	α -diversitet	
Mellem habitater		β -diversitet
Landskab	γ -diversitet	
Mellem landskaber		δ -diversitet
Biogeografisk provins	ε -diversitet	

Figur 8.1. *Forskellige former for diversitet.*

Den amerikanske økolog Robert H. Whittaker er ophav til en meget anvendt måde at skelne mellem forskellige slags diversiteter.² De forskellige diversiteter er optegnet i *Figur 8.1*.³ Generelt skelnes mellem (arts-)diversitet *indenfor* et område og diversiteten *mellem* områder med forskellige miljømæssige egenskaber (de såkaldte gradienter, bl.a. temperatur, højde eller fugtighed). Det simpleste mål for arts- eller biodiversitet er α -diversitet (*within-habitat*

² R.H. Whittaker: "Evolution and Measurement of Species Diversity," in: *Taxon* **21** (2/3), 1972: 213-251. En vigtig inspiration er Robert H. MacArthurs "Patterns of Species Diversity," *Biological Review* **40**, 1965: 510-533. Betegnelserne i parentes er dem, som MacArthur anvender. Betegnelserne anvendes dog ikke altid ensartet (Bisby et al. 1995, p. 88ff).

³ Jf. også Magurran (2003), p. 164.

diversity), hvor diversiteten er en funktion af antallet, tætheden og eventuelt fordelingen af arter indenfor en habitat. Jo flere arter, der kan registreres, og jo mere ligelig fordelingen er, desto større er diversiteten. I β -diversiteten (*cross-habitat diversity*) er diversiteten en funktion af forskellene mellem de enkelte delområder. γ -diversitet (*total diversity*) angives den samlede diversitet indenfor større områder, typisk landskaber. Den samme tredeling gentages på højere skala, således at δ -diversitet bliver diversitet mellem landskaber og ε -diversitet bliver den samlede diversitet på højere skala (f.eks. biogeografisk provins).

Alle disse diversiteter tager udgangspunkt i artslig diversitet, og er baseret på artstællinger, hvor de enkelte arter i udgangspunktet tæller ensartet. Herudover findes der dog en række andre slags diversiteter, der ikke har artsopgørelser som omdrejningspunkt, men f.eks. egenskaber, udviklingspotentieler, habitater, funktionelle grupper eller evt. kulturel variation (jf. kapitel 4-6). Da der oftest refereres til diversitetsopgørelser med artstællinger i centrum, vil det imidlertid være naturligt at lægge ud med dem.

Artsdiversitet

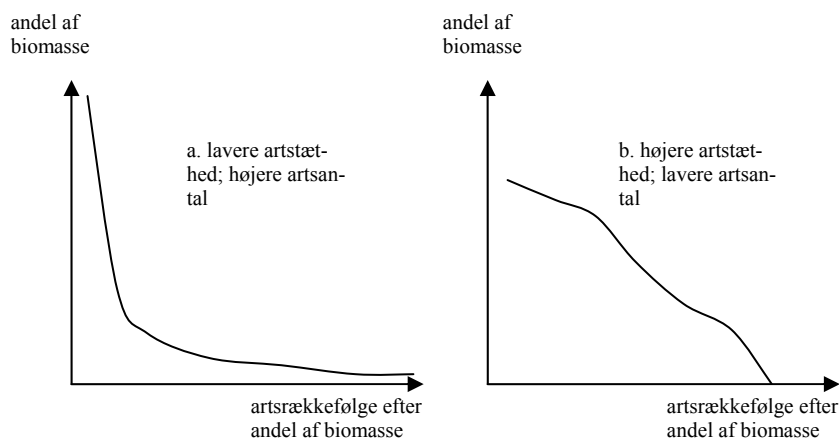
Den enkleste måde at opgøre biologisk diversitet på er at optælle antallet af arter i et givet område, typisk en habitat. Den artsdiversitet, som derved måles, er dog ikke én men flere ting. For det første kan der være tale om *antallet* af arter, der findes i et område. Arterne optælles – i princippet uden tidsbegrænsning. Et andet mål er *artsrigdommen*, der kan måles på to måder.⁴ I den ene metode, der måler *numeriske artsrigdom*, opgøres antallet af arter blandt et på forhånd fastlagt antal af tilfældigt udvalgte individer indenfor en bestemt artsgruppe, f.eks. fugle eller sommerfugle. Den anden metode er at måle *tætheden* af arter i området ved at tælle antallet af arter på et udvalgt prøvested, f.eks. antallet af planter indenfor en kvadratmeter eller indenfor en cirkel med en bestemt radius, eller antallet af arter i et fastlagt antal prøver. Denne metode er den almindeligste måde at måle et områdes artsdiversitet.

Målinger af artsrigdom er i reglen forbundet med estimater over fordelingen på arter, de såkaldte *artsligheds-* eller *artsfordelingsmål* (de engelske betegnelser er *evenness-* og *dominance-*indeks). Et af de bedst kendte mål herpå er det såkaldte Simpson-indeks, der sigter på at beregne sandsynligheden for, at to indsamlede individer tilhører samme art. Andre beregner den relative størrelse (eller dominans) af de arter, der har flest individer blandt de indsamlede orga-

⁴ Magurran (2003), pp. 75ff; Nicolas Gotelli & Robert K. Colwell: “Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness,” in: *Ecology Letters* 4 (2001): pp. 379-91. Gotelli & Colwell skelner mellem artsrigdom og artstæthed, mens Magurran betragter numerisk artsrigdom og artstæthed som to forskellige mål på artsrigdom. Jeg har fulgt Magurrans terminologi.

nismer, f.eks. ved at måle deres andel af den samlede biomasse. Der er en stribe forskellige slags indeks, der prioriterer forskelligt.

De forskellige mål på artsdiversitet behøver langt fra at være sammenfaldende. Et område, der er stærkt domineret af få arter, kan udmærket have et højt artsantal. De fleste arter vil kun have få repræsentanter, der befinder sig i områdets mere marginale dele. På trods af artsrigdommen vil der være ringe chance for at støde på de mange arter. Tætheden er beskeden, og både areal og biomasse er skævt fordelt på arter (a i *Figur 8.2*). I områder, hvor tætheden af arter er større, vil der være større chance for at støde på flere arter – også selvom antallet måske samlet set er mindre. Et sådant område vil derfor opleves som mere artsrigt, når man bevæger sig gennem det (b i *Figur 8.2*).



Figur 8.2. To former for artsdiversitet: artsantal og artstæthed. I a er antallet af arter højere end i b. Til gengæld er få arter dominerende, mens marginalarternes andel af biomassen er lille. Tætheden af arter er lavere i a end i b, selvom artantallet er større.

Forskellen mellem de to tilgange er særligt markant i menneskeligt påvirkede områder.⁵ Artstætheden, dvs. antallet af arter pr. arealenhed, er lav i sådanne områder, enten fordi der er færre individer tilbage, eller fordi færre arter dominerer. Det samlede antal arter kan omvendt godt være større, hvis de få dominerende (kultiverede) arter efterlader åbne marginalpladser. I mere uforstyrrede områder, hvor områderne er tættere fyldt ud med flere slags dominerende arter, kan det være sværere for sjældne arter at finde leverum.

Forudsætninger i opgørelserne

Uanset hvilke mål, der anvendes, så forudsættes en række ting. Ikke alle er lige vigtige at have for øje, og i flere tilfælde vil forsøg på at ændre på forudsætning-

⁵ Gotelli & Colwell (2001).

gerne ikke føre til væsentligt ændrede konklusioner. Det kan dog alligevel være nyttigt at være opmærksom på dem. Den første forudsætning er naturligvis den, at det overhovedet giver mening at optælle arter på tværs af artsgrupper, selvom man ikke kan forvente, at der er nogenlunde ensartethed i opfattelsen af, hvad der bør regnes som arter. Vi har tidligere set, at *artsbegrebet* langt fra er entydigt, og at der ikke er megen ensartethed på tværs af artsgrupper (kapitel 7). Ikke mindst har det stor betydning, om der nogle steder opereres med et fylogenetisk artsbegreb, hvor selv den mindste forskellighed registreres.⁶ Valget af artsbegreb indenfor de enkelte dele af taksonomien har således stor indflydelse.

Forskelligheden behøver ikke være afgørende, når der er tale om opgørelser i mindre områder som habitat, biotop eller landskab, da der i mange tilfælde kun er en enkelt art/underart er til stede indenfor en artsgruppe. I opgørelser på tværs af lokaliteter – f.eks. nationale eller globale opgørelser – har valget af artsbegreb derimod væsentlig indflydelse på antallet af arter. Der bruges da også meget tid på at differentiere nært beslægtede arter – hvis man ikke mere pragmatisk tager udgangspunkt i en hastig morfologisk artsbestemmelse.

Den anden antagelse er den, at alle *arter* er lige og kan tillægges samme betydning i opgørelserne.⁷ Det er langt fra en selvfølgelig antagelse. Der kan således være mange gode grunde til at prioritere visse arter frem for andre:

- Nogle arter er mere *sjældne* end andre. Dette registreres ikke i de kvantitative opgørelser over artsdiversiteten i et område. Pandaen tæller i princippet ikke mere end den brune rotte eller én eller anden udbredt bille. Opgørelser af artsantal eller artstæthed kan alene af den grund aldrig blive det eneste kriterium ved prioriteringen af, hvilke områder der skal beskyttes.
- Nogle arter er *nærmere beslægtet* end andre. Tæller alle arter ensartet, vil den taksiske (fylogenetiske eller fænetiske) afstand mellem arter ikke blive registreret. En skov med ti nært beslægtede træarter vil ikke blive betragtet som mere divers end en skov med ti arter af meget forskellig afstamning.
- Nogle arter er *funktionelt vigtigere* end andre. Det gælder både i forhold til fastholdelsen af den bestemte naturtype og i forhold til varetagelsen af funktioner, som er nyttige ud fra en menneskelig synsvinkel. Det sidste har ikke mindst betydning, når et område forventes at varetage nyttige tjenesteydelser som eksempelvis omsætning af næringsstoffer.
- Ikke alle arter er lige *interessante*. Bakteriestammer og elefanter tæller i princippet ensartet i opgørelser af artsdiversiteten. Man kan let forestille sig,

⁶ Introduktionen af et fylogenetisk artsbegreb har medført kraftig vækst i antallet af arter, i visse tilfælde på flere hundrede procent, jf. Paul-Michael Agapow et al.: "The Impact of Species Concept on Biodiversity Studies," in: *The Quarterly Review of Biology* 79 (2), 2004: pp. 162-179.

⁷ Jf. også hertil Magurran (2004), pp. 11f; R.I. Vane-Wright, C.J. Humphries & P.H. Williams: "What to Protect? – Systematics and the Agony of Choice," in: *Biological Conservation* 55, 1991: pp. 235-254; Peter Duelli & Martin K. Obrist: "Biodiversity indicators: the choice of values and measures," in: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 2003: pp. 87-98.

at visse områder er meget artsrige på mikrobiologisk niveau på trods af et begrænset antal makrobiologiske arter. Man kunne tilmed forestille sig, at man ved at fjerne nogle af de større arter fra et område kunne fremme antallet af mindre arter og dermed øge artsantallet. Sådanne indgreb er der næppe nogen, der vil forsvare. De fleste vil af gode grunde være mest interesserede i arter, der befinder sig på samme skala som os selv. Plinius særlige opmærksomhed på karismatiske vertebrater er de færreste fremmed. I praksis er det da også kun individer af en vis størrelse, der registreres, men det er i princippet en fejlkilde, der søges begrænset.

- Ikke alle arter er *hjemmehørende* eller opdukket uden menneskelig hjælp. Mange biologer ønsker ikke, at en nyindført art tæller på linie med endemiske eller ældre hjemmehørende arter,⁸ men i neutrale opgørelser må de forventes at tælle på linie.
- Ikke alle arter er opstået *uafhængigt af menneskelig påvirkning*. Nogle arter er opstået gennem menneskeligt styrede krydsninger eller gennem genmanipulation. Dette forhold har ikke den store betydning, da flest opgørelser foretages i områder, der er forholdsvis upåvirkede af mennesker. Diversitetsopgørelser foretages sjældent (om overhovedet) i områder, der rummer villahaver, gartnerier, laboratorier eller botaniske haver.

Når alle arter ofte betragtes som ligeværdige, kan der være tre forskellige grunde til det – og det fremgår sjældent, hvilken af de tre, der har været afgørende. En grund er, at man af religiøse eller etiske grunde finder alle arter ligeværdige, og derfor ikke finder det rimeligt at skelne. Vi skal senere (kapitel 15) vende tilbage til spørgsmålet om biosfærisk egalitarisme. En anden grund er, at man ikke kan vide, hvilke arter eller udviklingslinier der på længere sigt vil være vigtige. Alle arter må tillægges en ligemæssig optionsværdi, selvom de for tiden har forskellig nytte eller betydning. Et sådant argument kunne dog også pege i retning af at prioritere de mest sjældne arter. Den tredje grund er af pragmatisk art. Det er i praksis vanskeligt at tage højde for forskelle. Den lige tilgang fører til opgørelser, som også er anvendelige for dem, der vil gøre forskel på arter. En eventuel forskelsbehandling må varetages ad andre kanaler.

Den tredje forudsætning bag diversitetsopgørelserne er, at alle *individer* er lige. Uanset hvilket individ, der er tale om, så gælder det som en ligeværdig repræsentant for sin art. Heller ikke denne antagelse er en selvfølgelighed. Fra en økologisk synsvinkel er der stor forskel på, om der i et skovområde findes både yngre og ældre træer. I en førstmæssigt drevet skov har alle individer ofte samme alder, eller der vil i det mindste kun være få træer over en vis alder. Di-

⁸ Jf. bl.a. Fred Bosselman: "A Dozen Biodiversity Puzzles," in: *N.Y.U. Environmental Law Journal* 12, 2004: pp. 364-506; Paul L. Angermeier: "Does biodiversity include artificial diversity?" in: *Conservation Biology* 8: pp. 600-602; Paul L. Angermeier & James R. Karr: "Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives," in: *BioScience* 44 (10), 1994: pp. 690-697; Rasmus Ejrnæs et al.: *The Valuation of Habitats for Conservation. Concepts, methods and applications*, København: Nordisk Ministerråd 2005, p. 30.

versiteten vil ganske åbenlyst være større, når der i artsgrupper, hvor individer har lang levetid, er eksemplarer af forskellig alder.

Denne forskel vil dog også afspejle sig i det samlede antal af arter, eftersom mange arter alene knytter sig til ældre træer. Ved indsamlingen af individer vil der desuden finde en vis grad af selektivitet sted, eftersom udvoksede individer er lettere at få øje på og indfange.⁹ Ud fra en etisk-kulturel synsvinkel kan forskellen mellem individer dog være væsentlig af andre, historiske, oplevelsesmæssige eller æstetiske grunde. Også af denne grund må kvantitative opgørelser nødvendigvis suppleres af andre overvejelser ved prioritering.

Den fjerde antagelse er, at alle *områder* kan betragtes som ligeværdige, bortset fra netop artsantal, -rigdom og -ligelighed. Denne antagelse er ligeså lidt selvfølgelig som de tidligere nævnte. Der kan være masser af grunde til at prioritere visse områder frem for andre. Allerede ud fra en ren artsbiodiversitetsbetragtning på større skala er det vigtigt at prioritere sjældne naturtyper, der på trods af et lille artsantal rummer et relativt mange sjældne arter. Den større skala kan være det nationale niveau med opgørelser af sjældne eller truede arter på rødlistor. Det kan også være det globale niveau, hvor hver nation forpligtes til at beskytte arter, der hverken lokalt eller nationalt er sjældne. Sjældne naturtyper kan naturligvis også være værd at beskytte, så der fortsat er mulighed for at opleve dem.

Den femte antagelse er, at sammenligningen mellem områder foretages på *ensartet grundlag*. Det er af flere grunde vanskeligt at sikre. For det første er områder sjældent af fuldstændig ensartet størrelse. Størrelsen har stor betydning for artsantallet; jo større et område er, desto flere arter er det muligt at finde. De op- og nedskaleringer og ekstrapolationer, som må foretages for at ensartegøre områderne, er ofte meget usikre, fordi de må baseres på en række problematiske præmisser.¹⁰ Problemet er, at der af gode grunde ikke findes en standardmetodik, som anvendes overalt fortidigt og fremtidigt.

Den sjette antagelse er den, at der ikke sker en *skæv optælling*, hvor visse artsgrupper forfordes. Det vil aldrig kunne sikres. Af flere grunde.

- For det første er *ikke alle arter kendte*. Kun et mindretal af alle arter er beskrevet, og især mikrobiologien er relativt ukendt terræn, som sjældent indgår i diversitetsmålinger.
- For det andet er endnu færre arter kendt af netop *de forskere eller naturforvaltere, som er involverede* i artsbestemmelsen i de enkelte områder. Da der kun sjældent er ressourcer til at involvere større grupper af specialister, er der grænser for, hvor stor kendskabet til alle artsgrupper kan være.

⁹ Magurran (2004), p. 12.

¹⁰ Gotelli & Colwell (2001).

- For det tredje er der *tidsmæssige grænser* for, hvor grundige undersøgelser kan blive. Det er ofte nødvendigt at arbejde med indikatorer, f.eks. udvalgte artsgrupper, hvilket uundgåeligt vil skævvride undersøgelsesresultat.

Langt de fleste opgørelser af biodiversitet er opregninger af artsdiversiteten, og blandt disse er opgørelser af artstæthed, dvs. antallet af arter indenfor et givet antal prøvesteder, dominerende. Det er der flere grunde til. Nogle er praktisk art. Måling af artstæthed, f.eks. baseret på et antal optællinger af arter indenfor en cirkel med en radius på nogle meter, er en simpel form for måling, som kan gentages mange gange. Typisk er det planter eller insekter, der tælles. Da mange andre har foretaget målinger på tilsvarende vis andre steder, er der gode muligheder for sammenligning. Målinger af artstæthed er også tiltrækkende, fordi den ofte er et godt mål på den menneskelige påvirkning. Vurderinger af påvirkningers effekter foretages lettest ved før- og efter-målinger af artstæthed. Hvis uberørthed endog er et mål, er målinger af artstæthed et godt instrument. Målingerne har også interesse ved sammenligninger af artsdiversitet på forskellige lokaliteter under forskellige betingelser.

Artsdiversitet, forstået som antal, numerisk rigdom, tæthed eller lige fordeling af principielt ligestillede arter i områder af forskellig størrelse, er imidlertid ikke den eneste slags mål for den biologiske diversitet. Der kan være gode grunde til at anvende den rene artsdiversitet, men det vil tillige være værd at undersøge, om der er andre mål for diversiteten, som eventuelt bedre afspejler vore ønsker – uanset om disse mål lader sig kvantificere eller operationalisere så let som artsdiversiteten.

Taksisk diversitet

Det er for de fleste intuitivt indlysende, at et økosystem, der rummer et træ, en fugl og en mus vil være mere divers end et system, der rummer tre træarter. Artsantal, -rigdom og -tæthed kan være ens i de to systemer, og dog er diversiteten større i det ene end i det andet tilfælde. Diversitet er ikke kun en funktion af antal, tæthed og fordeling af arter, men tillige af forskellen mellem dem. Sjældne og (i forhold til andre arter) meget fremmedartede organismer, forstået som organismer der befinder sig relativt isoleret i et af de taksonomiske hierarkier, må ud fra en ren diversitetsbetragtning alt andet lige betegnes som mere værdifulde at bevare end arter med nære slægtninge. En sær fætter vil alt andet lige øge diversiteten mere end en ligesindet bror.

Tilstedeværelsen af et beskedent antal meget forskellige arter, hvor forskellen befinder sig relativt højt i et taksonomisk hierarki, vil være udtryk for en højere diversitet end et betydeligt højere antal relativt ens (eller med Edward Wilsons udtryk: ”billigere”)¹¹ arter, hvor forskellen findes relativt lavt i hierarkierne. Den historiske dybde og de fremtidige evolutionære muligheder vil være

¹¹ E.O. Wilson: *The Diversity of Life*, London: Allen Lane, The Penguin Press 1992, pp. 73f.

større i det første tilfælde end i det andet, og vil på længere sigt føre til en større forskellighed af arter og egenskaber. Denne forskel, somme tider betegnet som systemets interne ”divergens,”¹² registreres ikke, hvis diversitet alene måles på antallet eller tætheden af arter. Forskere, der anvender disse mål, kan med god ret svare, at der aldrig måles på systemer, der alene rummer arter indenfor samme gruppe. Høj artsdiversitet er i praksis næsten altid sammenfaldende med høj divergens. Lad os alligevel undersøge, hvilke mål, der kan komme på tale, hvis vi skal have forskellen tydeligere registreret – eller hvis vi bedre skal kunne forstå, hvad biodiversitet er.

Divergensen mellem et systems organismer kan også betegnes som *taksisk* diversitet, fordi den øges proportionalt med afstanden mellem repræsenterede artsgrupper eller udviklingslinier i et taksonomisk system. Målinger må derfor også tage afsæt i en eller flere af de tidligere beskrevne taksonomier eller systematikker. Ligesom disse kan opdeles i genealogiske og fænetiske, kan man opdele den taksiske diversitet i henholdsvis genealogisk og fænetisk divergens. En gruppe organismer er divers i genealogisk forstand i den udstrækning, den rummer et bredt spektrum af udviklingslinier. Den er divers i fænetisk forstand i den udstrækning, den rummer et bredt spektrum af egenskabskombinationer.

Der behøver ikke være den store forskel i det overordnede sigte med de to former for diversitetsmål, selvom de trækker på to forskellige former for systematik, der pointerer henholdsvis forskellighed af træk og forskellighed i oprindelse. Den australske biolog Daniel Faith, der baserer sig på genealogisk systematik, har formuleret det på den måde, at det, alle parter i realiteten ønsker, når vi tale om at bevare en biologisk diversitet, ikke er bevarelse af hverken arter eller udviklingslinier, men derimod noget andet, der befinder sig under artsniveau, nemlig ”egenskabs-diversitet” (*feature diversity*). I valget mellem to arter må man vælge den, der tilbyder flest nye egenskaber.¹³ Man kunne dog også fra en historisk vinkel – i ønsket om præcise genealogiske optegnelser – tilstræbe den bredest mulige vifte af historiske udviklingslinier.

Faiths egen begrundelse for at prioritere forskelligheden af egenskaber er den, at man med stor taksisk diversitet eller divergens kan øge ”optionsværdien,” forstået som summen af fremtidige muligheder, vi ofte ikke kender betydningen af i dag. Ligesom områder rummer en forskellighed af arter, besidder arter en forskellighed af egenskaber.¹⁴ Denne pointe gælder ensartet, uanset om

¹² Betegnelsen ’divergens’ anvendes bl.a. af Stephen Jay Gould i *Wonderful Life. The Burgess Shale and the Nature of History*, New York: W.W. Norton & Co. 1989.

¹³ Daniel P. Faith: ”Conservation evaluation and phylogenetic diversity,” in: *Cladistics* **8**, 1992: pp. 361-71; D. P. Faith: ”Phylogenetic pattern and the quantification of organismal diversity,” in: Hawksworth (1995); D.P. Faith: ”Quantifying Biodiversity: a Phylogenetic Perspective,” in: *Conservation Biology* **16** (1), 2002: pp. 248-252; jf. også Christopher J. Humphries, Paul H. Williams, Richard L. Vane-Wright: ”Measuring Biodiversity Value for Conservation,” in: *Annual Review of Ecology and Systematics* **26**, 1995: pp. 93-111.

¹⁴ Daniel P. Faith: ”Genetic Diversity and Taxonomic Priorities for Conservation,” in: *Biological Conservation* **68**, 1994: pp. 69-74

vi taler om genealogisk eller fænetisk diversitet. Ligesom det er en central forudsætning for målinger af artsdiversitet, at alle arter tæller ensartet, så er det tilsvarende en generel forudsætning for målinger af taksisk diversitet, at alle karaktertræk tæller ensartet. Optionsværdiens store tiltrækning består netop i, at den tillader en neutral kvantificering, så man undgår kvalitative vurderinger af udviklingsliniers værdifuldhed.

Mål for taksisk diversitet

Lader den taksiske diversitet sig omsætte til interessante kvantificerbare diversitetsmål? Der synes i hvert fald at være tre grundmodeller. Den første form for kvantificering forudsætter et hierarki af aristotelisk-linnésk snit med faste kategoriale niveauer, sådan som det kendes indenfor den evolutionære taksonomi. Den simpleste form for måling er ganske enkelt at måle diversiteten på højere kategorialt niveau end arten. Man kan opregne antallet af repræsenterede højere taxa (f.eks. familier eller ordener).¹⁵ Sådanne opgørelser foretages i et vist omfang, men opfattes typisk som surrogat for tidskrævende opgørelser af artsdiversitet.¹⁶ Ved at nøjes med højere taxa i stedet for arter bliver opgaven lettere – tilsyneladende uden at det går ud over kvaliteten, selvom familier i endnu mindre grad end arter kan sammenlignes på tværs af det taksonomiske system.

En mere direkte form for opgørelse af taksisk diversitet med udgangspunkt i et aristotelisk-linnésk hierarki kunne bestå i at opregne antallet af arter og efterfølgende gange med en fast eller variabel faktor f for hvert af de kategoriale niveauer, der kræves for at lave en samlet optegnelse af de tilstedeværende arter (man kunne evt. operere med en progressiv skala, der giver de største faktorer på de højeste niveauer). Jo bredere en del af det taksonomiske system, et område dækker, jo større vil den taksiske diversitet i området være.

Alternativt kunne man definere den taksiske diversitet som middellængden mellem tilstedeværende individer.¹⁷ En sådan tilgang tilfredsstiller den intuition, at den indbyrdes divergens er afgørende, og hvis man ønsker opgørelser over områder med stærkt divergerende taxa, kunne en sådan opgørelsesmetode være en mulighed. Der er dog flere problematiske forudsætninger forbundet med en kvantificering på grundlag af hierarkier af aristotelisk-linnésk tilsnit. Ikke mindst må man acceptere sammenligninger på tværs af taxa, selvom antallet af kategoriale niveauer vil være meget forskelligt fra gruppe til gruppe, afhængigt af de differentieringer, der historisk har fundet sted, og den omhyggelighed, systematikerne er gået frem med.

¹⁵ Bisby et al. (1995), p. 91f; jf. også Harper & Hawksworth (1995), pp. 7ff.

¹⁶ Kevin J. Gaston: "Biodiversity: higher taxon richness," in: *Progress in Physical Geography* 24 (1), 2000: pp. 117-127.

¹⁷ R.M. Warwick & K.R. Clarke: "New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress," *Marine Ecology Progress Series* 129, 1995: pp. 301-05.

Målinger af taksisk diversitet i afgrænsede områder er i virkeligheden ikke særlig oplagte at foretage, selvom de synes at komme tættere på vore intuitioner om, hvad biodiversitet *egentlig* må være end artsantallet. Selvom det forhold, at der i et område er organismer fra meget forskellige dele af det taksonomiske system, fortæller således ikke ret meget om nødvendigheden af at beskytte det. Slet ikke efter at moderne fylogenetiske systematikker har forvist den del af organismeverdenen, som befinder sig på vor egen skala, til et marginalt hjørne af det samlede system. Genealogisk set vil der således være langt større forskel på to prokaryote arter, der befinder sig indenfor hver sit domæne (henholdsvis *Eubacteria* og *Archaea*), end mellem planter og dyr hvor forskellen blot er mellem riger, eller mellem fugle og pattedyr hvis forskellighed i sammenligning dårligt er værd at nævne. Prioriteringer, der konsekvent baseredes på målinger af taksisk diversitet, kunne let føre til absurde konsekvenser.

Målinger af taksisk diversitet bliver primært interessant under to forudsætninger. For det første må den kombineres med et *komplementaritetsprincip*, så målinger af taksisk diversitet ikke tager sigte på generelt at måle diversiteten i et område, men derimod på at måle den *ekstra* værdi, som et område med særlige arter – eller med særlige egenskaber – føjer til dem, der allerede er sikret. Den enkelte arts (eller artsgruppes) værdi bliver på denne måde marginalt defineret: værdien er afhængig af, hvor mange nye karaktertræk, den forventes at tilføje til det, der allerede er beskyttet.¹⁸

For det andet giver målinger af taksisk diversitet mest mening, når de anvendes på *afgrænsede dele af systematikken*. Mange af de organismer, som ud fra et menneskeligt synspunkt vil være mest interessante at bevare – og som det samtidig er lettest at registrere – er samlet på et begrænset område i den samlede genealogiske systematik. I en samlet opgørelse ville forskelle mellem artsgrupper uden stor bevågenhed komme til at fylde meget, ganske enkelt fordi separationen er sket på et tidligt tidspunkt, og forskellen derfor befinder sig højt i det taksonomiske eller systematiske hierarki.

Havområder ville bl.a. blive prioriteret højere end landområder, fordi de rummer flere taksiske grupper (og flere endemiske grupper) højt placeret i det taksonomiske hierarki. Af de (i 1982) 33 anerkendte ordener indenfor dyreriget er 32 således repræsenteret i havområder, mens landområderne til sammenligning kun kan fremvise repræsentanter for 17 ordener.¹⁹ En rent kvantitativ bestemmelse af taksisk diversitet, der vægter forskelle blandt højere taxa højt, vil til hver en tid anbefale beskyttelsen af havområder frem for beskyttelsen af landområder. Vægtning af højere taksiske niveauer bliver endnu mere oplagt problematisk, når vi inddrager mikrobiologien. Set fra det samlede system vil

¹⁸ Vane-Wright, Humphries & Williams (1991); R.L. Pressey et al.: "Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection," in: *TREE* 8 (4), 1993: 124-128; Faith (1994); Gaston (2000), p. 123.

¹⁹ Lynn Margulis & Karlene V. Schwartz: *Five Kingdoms. An illustrated Guide to the Phyla of Life on Earth*, San Francisco: W.H. Freeman & Co. 1982.

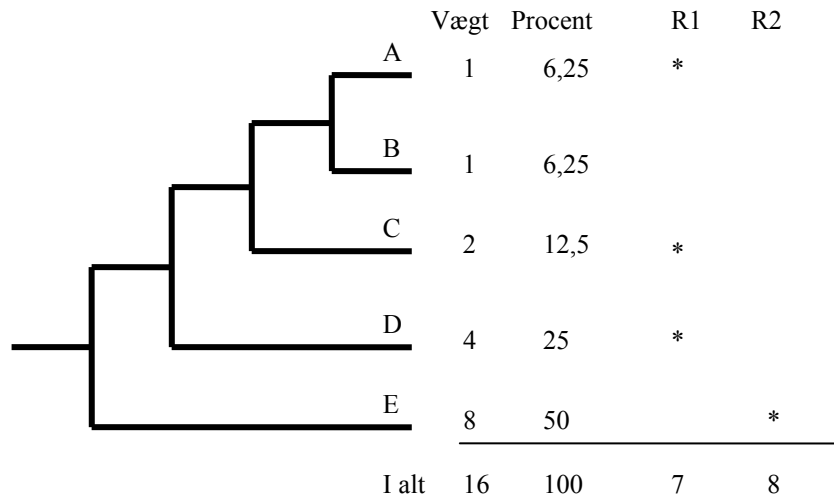
bevarelsen af et par vertebrater være rigeligt til at dække den lille meget sent tilkomne kvist, hvorpå de er registreret. Set fra en menneskelig synsvinkel forekommer det derimod vigtigst at bevare forskelligheden af organismer, der befinder sig på samme skala som os selv. Den taksiske diversitet vil derfor også sjældent blive målt over det samlede system, men alene over en mindre del som eksempelvis pattedyr, fugle eller visse insekt- og plantegrupper.

Den anden grundmodel for måling af taksisk diversitet er ikke baseret på linnéske hierarkier, men på fænetiske eller fylogenetiske optegnelser.²⁰ Udgangspunktet tages i enten et fænogram eller et fylogram. Pointen med at måle taksisk diversitet i et område med arter fra forskellige grupper er som sagt at tage højde for divergensen frem for blot at måle antallet. De enkelte arter skal derfor vægtes efter deres relative forskellighed. En mulighed er at give lige vægt til søstergrupper, uanset hvor mange undergrupper, der måtte være i hver af søstergrupperne. I *Figur 8.3* vejer arten C således ligeså tungt som arterne A og B tilsammen, D vejer ligeså tungt som A, B og C tilsammen etc.

Den beskrevne vægtning giver meget stor vægt til taksonomisk isolation, mens artsantallet indenfor de enkelte taxa ignoreres. Et ofte anført eksempel kan vise, hvor ekstremt et resultat en lige vægtning af søstergrupper kan føre til.²¹ På nogle skær ud for den New Zealandske kyst findes en særlig art, tuataraen, som på et relativt tidligt tidspunkt (Trias) har skilt sig ud og er forblevet eneste repræsentant for en hel udviklingslinie (klassificeret som en selvstændig orden i det linnéske system). Hvis denne art forsvinder, vil der således forsvinde en meget gammel gren fra det fylogenetiske træ eller en isoleret gren på det fænetiske dendrogram. Hvis diversitet på højere niveauer (eller af højere alder) i det taksonomiske system altid vægtes højere end diversitet på lavere niveauer, må tuataraens overlevelse tillægges samme vægt som samtlige de 6800 arter – slanger, firben etc. – som er udsprunget af den modsatte gren. Kvantitativt formuleret vil betydningen af dens overlevelse i stedet for at vægtes med de 0,03%, som en ligemæssig vægtning af alle arter resulterer i, komme op på hele 50%. Det ville, med Andrew Dobsons analogi, svare til, at vi lod beskyttelsen af vægmalierne i Lascaux-hulerne veje lige så tungt som hele den europæiske kunst siden Renæssancen. Og man kunne så tilmed hævde, at tuataraen er en *dead clade walking*, en gren uden udviklingsperspektiv.

²⁰ Vane-Wright et al. (1991); jf. også Dobson (1996), pp. 105f.

²¹ Vane-Wright et al. (1991); R.M. May (1990), p. 17f; Dobson (1996), pp. 105f.



Figur 8.3. Arters relative vægt ved ligelig vægtning af søstergrupper. Tilstedeværelsen af en art i områderne R1 eller R2 er angivet med en stjerne. Beskyttelse af R2 vægtes højere end beskyttelse af R1 på trods af færre arter, fordi det rummer den sjældne art E.

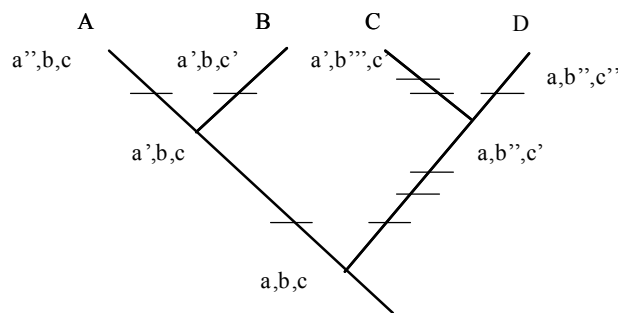
Et kompromis mellem hensynet til isolation og til artsantal kunne være at vægte betydningen af den enkelte art i forhold til den samlede mængde "information," den tilføjer i klado- eller dendrogrammet.²² Om arten A i *Figur 8.3* kan således siges, at den tilhører fire grupper (AB, ABC, ABCD, ABCDE), mens arten D kun tilhører to grupper (ABCD, ABCDE). Den enkelte arts relative eneståenhed kan derefter vurderes i forhold til den samlede mængde information i systemet, her 14 enheder. Arten A's eneståenhed vil således være 14/4, mens arten E's er 14/1. Arten A kan tilskrives vægten 3,5, mens arten E vægtes med 14 enheder. Resultatet vil med en sådan metode blive mindre ekstremt end ved den ligelige vægtning af søstergrupper.

Ingen af de beskrevne vægtninger af søstergrupper tager dog mere præcist højde for, om afstanden mellem grupperne er stor eller lille, målt i karakterforskelle. Dette er derimod hovedpointen i en tredje grundmodel for måling af taksisk diversitet. I denne model måles længden af de grene på det fylogenetiske træ, som er repræsenteret i et område. Dette er Daniel Faiths forslag. Den *fylogenetiske diversitet* i en gruppe af taxa kan måles på summen af længden af de grene, som forbinder alle taxa i gruppen.²³ Længden af grenene på det fylogenetiske træ er her en funktion af antallet af forskelle i karakterer, karaktertræk eller egenskaber (*features*).

²² Vane-Wright et al. (1991), pp. 238ff.

²³ Faith (1995), p. 50.

I *Figur 8.4* er der fire arter (terminale taxa) til stede. Hvis der skal vælges mellem to områder, hvoraf det ene rummer arterne A og B, og det andet område rummer arterne C og D, så vil området med C og D blive prioriteret på grund af CD-grenens større længde end AB-grenen – under forudsætning af, at den resterende del af artsgruppen allerede er bevaret. Så længe helt blankt vi taler om optionsværdi, kan der ikke introduceres kvalitative vurderinger af nogen art.



Figur 8.4. Et udsnit af det fylogenetiske træ med de fire præsenterte arter A, B, C og D. Vandrette streger markerer karakterændringer. Den gren, der rummer arterne C og D har flere karakterændringer, end grenen med arterne A og B.

Funktionel og strukturel diversitet

Artsdiversitet, genealogisk og fænetisk diversitet er alle såkaldt kompositionelle former for diversitet, dvs. de angår antallet eller forskelligheden af de elementer, som et økosystem er opbygget af. I modsætning hertil gælder det for den strukturelle (eller fysiognomiske) og den funktionelle diversitet, at fokus i højere grad er rettet mod opbygningen af økosystemet og de processer, som foregår deri. Selve antallet af arter eller forskelligheden af karaktertræk er mindre vigtigt end tilstedeværelsen af de træk, som er afgørende for varetagelsen af systemets funktioner. En art med en vigtig (og helst særegen) funktion i et økologisk system vil være mere værdifuld end en art, der (eventuelt sammen med en række nære slægtninge) indtager en økologisk set mindre væsentlig rolle. Den særegne fætter vil blive nedprioriteret i forhold til den solide håndværker.

Det betyder, at alle karakterer ikke kan tælle ligemæssigt, sådan som det antages, når den ubestemte optionsværdi lægges til grund. I stedet må man koncentrere sig om de strukturelt og funktionelt væsentligste egenskaber, der er til stede blandt et områdes arter eller organismer. Den funktionelle diversitet i et økologisk system er således proportional med evnen til at varetage økosystemiske funktioner, hvilket igen er afhængigt af systemets strukturelle kompleksitet, herunder lagdelingen og det trofiske netværk. Diversiteten vil i denne forstand være stor, når der er mange funktionelle grupper (resp. laug eller gilder) repræsenteret i en given gruppe af arter eller organismer. Denne form for diver-

sitet behøver ikke være sammenfaldende med hverken den ene eller den anden form for artsdiversitet eller med den fylogenetiske diversitet. Ikke alle arter bidrager lige meget til systemets virksomhed, og organismer med selv meget forskelligartet genealogi kan være gensidigt udskiftelige, hvis de varetager ensartede funktioner og således tilhører samme funktionelle gruppe.

Undersøgelser, der fokuserer på funktionel diversitet, vil typisk være baseret på to forudsætninger (som jeg vender tilbage til i kapitel 10). Den ene er, at den primære grund til at beskæftige sig med den biologiske diversitet er behovet for at sikre velfungerende økosystemer, der kan opretholde økosystemiske tjenester, vi som mennesker profiterer af.²⁴ Den biologiske diversitet aflæses i funktionelle termer, hvor 'funktioner' refererer til generelle ydelser som primærproduktion, energi- og næringsstofcirkulation, dekomposition, stabilisering af hydrologiske kredsløb etc., og hvor bevarelsen af biologisk diversitet sigter på fastholde disse ydelser på et stabilt og modstandsdygtigt niveau.

Den anden forudsætning er den såkaldte *redundancy*-, "overflødheds"- eller "overskuds"-antagelse, ifølge hvilken der i de fleste økosystemer vil være et overskud af arter eller organismer, som enten kun bidrager lidt til de økosystemiske tjenester eller som kan undværes, fordi andre organismer varetager tilsvarende opgaver. Nogle arter (der ofte betegnes som *drivers* eller "chauffører") vil være vigtigere end andre ("passagererne"), og de første vil være mere afgørende at bevare end de sidste. Visse arter varetager ensartede opgaver, så der er ikke behov for at bevare alle. Det bliver således vigtigt at identificere hvilke arter, der er kritiske, og hvilke der lettere kan undværes.

Vurderingen af den funktionelle diversitet må tage udgangspunkt i én eller anden form for funktionel taksonomi i stil med dem, vi tidligere har set (kapitel 5). Efter en "deduktiv" opgørelse af kritiske funktioner, fordeles tilstedeværende arter på funktioner. Alle organismer kan ganske vist hver for sig siges at varetage sit helt særlige sæt af funktioner, men nogle er trods alt væsentligere end andre i et bredere perspektiv, og må først dækkes ind, før mindre kritiske funktioner kan prioriteres. I modsætning til optionsværdi-tilgangen tæller alle egenskaber således ikke lige meget. En procedure, der tager sigte på at identificere og sikre den funktionelle diversitet, forløber i fire trin.²⁵

- Første trin består i at identificere kritiske funktioner. Denne identifikation er koblet til en "deduktiv" klassifikation i funktionelle grupper eller laug.
- Andet trin består i at fordele arter på funktionelle grupper. Jo færre arter, der befinder sig indenfor en gruppe, desto mere kritisk vil bevarelsen af den enkelte art være. I grupper med mange arter falder den enkelte arts værdi.
- Tredje trin består i at analysere relationerne mellem arterne indenfor den enkelte funktionelle gruppe med henblik på at undersøge, i hvor høj grad de

²⁴ Brian H. Walker: "Biodiversity and ecological redundancy," in: *Conservation Biology* 6 (1), 1992: pp. 18-23.

²⁵ Walker (1992), p. 21.

enkelte arter kan overtage funktioner fra andre, ikke mindst under ændrede, f.eks. klimatiske forudsætninger. Med færre (eller mindre internt differentierede) arter kan fluktuationerne forventes at blive større, hvis forudsætningerne ændres. Arter i en gruppe kan desuden tænkes at være afhængige af tilstedeværelsen af arter fra andre grupper.

- Fjerde trin består i at vurdere de enkelte funktionelle grupper relative betydning for bevarelsen af et stabilt og modstandsdygtigt økologisk system, der vedvarende kan varetage de mest kritiske funktioner.

Vurderinger af funktionel diversitet adskiller sig fra nogle af de tidligere diversitetsmål på flere punkter. For det første er de direkte rettet mod lokale økosystemer, hvis stabilitet søges bevaret, hvor vurderinger af taksisk (fænetisk eller genealogisk) diversitet tager sigte på afvejninger mellem forskellige områder med henblik på at sikre størst mulig karakter-diversitet i sidste instans set fra en global synsvinkel. Bevarelse af et lokalt økosystems funktionalitet tager ikke nødvendigvis hensyn til den globale diversitet. I princippet kan man forestille sig, at den funktionelle ydeevne forøges ved at inddrage fremmede og mere almindelige arter, der fortrænger særegne lokale arter.

For det andet vil den funktionelle diversitet være mere direkte nyttemæssigt orienteret end de øvrige. Optionsværdien bruges som sagt ofte som begrundelse for bevarelse af henholdsvis arter (ved målinger af artsdiversitet) og karaktertræk (taksisk diversitet), men optionsværdi er så åbent et begreb, at det ikke behøver at være rettet mod nytteværdi i snæver forstand. Vurderinger af funktionel diversitet skelner derimod mellem kritiske og overflødige arter, og lader således ikke hverken arter eller karaktertræk tælle ensartet.

For det tredje tager analyser af funktionel diversitet udgangspunkt i funktionelle eller strukturelle klassifikationer (livsformer, funktionelle grupper eller laug), hvor den taksiske diversitet tager udgangspunkt i evolutionær, genealogisk eller fænetisk taksonomi eller systematik. Er optegnelsen af den funktionelle diversitet stærkt differentieret bliver det dog til slut vanskelig at skelne den fra den taksiske diversitet og dens optionsværdier. De eksperimentelle undersøgelser, der indtil videre er foretaget med det direkte sigte at kvantificere den funktionelle diversitets betydning – bl.a. ved ændringer af artsantal – har dog kun inddraget et ret begrænset antal arter. Det suverænt højeste antal er 47, og det typiske antal ligger under 20.²⁶ Antallet af funktionelle grupper er endnu mere begrænset. De fleste har opereret med en standardopdeling i tre livsformgrupper: græsser, urter og bælgplanter, mens nogle få opdeler græsserne i to grupper og tilføjer en gruppe med vedstængel.

Betydningen af den funktionelle diversitet gør, at man ikke uden videre kan slutte, at man bør prioritere artsrige områder over artsfattige. Tropeøkologen Daniel Janzen påpegede allerede på den oprindelige biodiversitetskonfe-

²⁶ Justin P. Wright et al.: "Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning," in: *Ecology Letters* 9, 2006: pp. 111-120.

rence i 1986 betydningen af de tørre tropiske skove, hvor artsdiversiteten nok er mindre end i regnskoven, men hvor der til gengæld er brug for en større forskellighed af funktioner til at kompensere for de vanskelige betingelser. En række betydningsfulde adaptive og evolutionære muligheder ville gå tabt, hvis man alene fokuserede på de artsrige regnskove.²⁷

Tilsvarende kan man sige, at arter, der ikke fremstår isoleret i det fylogenetiske hierarki, men har evnet at overskride vanskelige barrierer som frost, ekstrem varme, tørke, høj salinitet etc., må have høj prioritet ud fra en funktionel betragtning. En flagermus har således overskredet en vanskelig barriere – erobringen af luftrummet – som er sjælden blandt pattedyr, men almindelig blandt fugle og insekter. Ingen kan overtage bæverens rolle som dæmningsbygger, eller elefanternes rolle som økosystemernes tunge drenge. Det, der hverken fænetisk eller genealogisk set ikke udgør nogen markant forskel, kan funktionelt set være af afgørende betydning.

Der findes en del forsøg på at lave klassifikationer baseret på konvergente funktionelle egenskaber, men ingen der kan anvendes som almen reference. Ingen generel klassifikation synes at kunne sammenfatte funktionelle egenskaber på en rimelig måde på tværs af økosystemer. En væsentlig grund er at én og samme artsgruppe vil kunne have uensartede roller i forskellige systemer.²⁸

Lokal, national og global artsdiversitet

Størrelsen af det område, man vurderer artsdiversiteten indenfor, er afgørende på flere måder. Ikke blot vokser antallet af arter proportionalt med områdets størrelser. Der sker også nogle betydningsmæssigt skift, når skalaerne vokser. Man kan således tale om lokal, national, regional og global artsdiversitet, afhængig af hvor stort et område, man opgør forskelligheden indenfor. At det globale niveau i en vis forstand må betegnes som primært, giver sig selv: forsvinder en art globalt, er den væk og kan ikke skaffes andetsteds. Diversiteten har dog betydning på alle niveauer.

Den kan bl.a. have en funktionel betydning. Et lokalt økosystem med en høj og jævnt fordelt artsdiversitet har andre egenskaber end et forenklet system. Det kan typisk forventes at udnytte energi og næring mere effektivt. Det vil også være mindre sårbart overfor f.eks. sygdomsangreb, der kun vil præge en mindre del af systemet. Til gengæld kan det være vanskeligt at udnytte til men-

²⁷ D. Janzen: "Tropical Dry Forests: The Most Endangered Major Tropical Ecosystem," G. Carleton Ray: "Ecological Diversity in Coastal Zones and Oceans" og J.F. Franklin: "Structural and Functional Diversity in Temperate Forests," alle in: Wilson & Peters (1988); Bisby et al. (1995), p. 92ff; P. Kareiva & M. Marvier: "Conserving Biodiversity Coldspots," in: *American Scientist* **91**, 2003: 345-351.

²⁸ jf. også hertil G.H. Orians et al.: "Impact of Biodiversity on Tropical Forest Ecosystem Processes," in: Mooney (1996), p. 219.

neskelige formål, fordi energistrømmens veje er så mangfoldige, og en stor del af produktionen anvendes af unyttige arter (jf. kapitel 10).

Bevarelse af lokal artsdiversitet kan også have betydning på grund af de interne forskelle mellem arters populationer. En lokal population kan have så mange særtræk, at man på basis af det fylogenetiske artsbegreb måske ville tale om en selvstændig art. Den kan besidde egenskaber, som andre populationer mangler – og nogle egenskaber kendes måske ikke, før betingelserne ændres radikalt ved f.eks. klimaændring. Af samme grund inkluderer Biodiversitetskonventionen diversitet under artsniveau. Tabet af en lokal population kan også være led i en kæde af tab, der til sammen truer arten som helhed. Rødlisterne rummer af samme grund kategorier som ”sårbar” og tidligere også ”særligt hensynskrævende” for arter, der hverken er akut truede, sårbare eller sjældne, men udsat for negativ bestandsudvikling.²⁹

Indenfor lokal- eller nationalområder gøres der også af andre grunde en indsats for at bevare arter. Symbol- og oplevelsesværdi er åbenlyst vigtig. Det samme gælder mindre selvcentrerede værdier som æstetisk eller videnskabelig værdi (kapitel 13-14). Man behøver blot nævne forsøgene på at lokke ørne til landet, eller for at bevare odder og stork, selvom de globalt set ikke er truede arter eller har vigtige økologiske funktioner. Andre arter søges bevaret (eller måske endda tilført) lokalt på grund af en væsentlig økologiske rolle, f.eks. ved bekæmpelse af sandflugt.

Høj lokal artsdiversitet kan medvirke til at øge den globale diversitet, f.eks. hvis relativ isolerethed har fremmet en endemisk flora og fauna. I andre tilfælde kan de to hensyn være i indbyrdes modstrid. Hvis et uudnyttet naturområde udlægges til villahaver med indførte arter, kan den lokale artsdiversitet tænkes at vokse, mens globalt set mere sjældne arter måske mister et levested. Når specielle lokaliteter rummer få arter, der kun findes her, vil forøgelse af artsdiversiteten i disse områder føre til faldende artsdiversitet på højere niveauer. Et eksempel er sjældne fattigkær og højmoser, som kvælstofnedfald ændres til noget mere ordinært.

Prioritering af hotspots?

Prioritering er uomgængelig, og hvis det globale niveau går forud for det nationale og det lokale niveau, kunne man stille sig spørgsmålet, om ikke den bedste beskyttelse af den biologiske diversitet, målt i antallet af arter, ville være at anvende alle midler til at sikre de mest artsrige steder på kloden, de såkaldte

²⁹ *Rødliste '90*, København: Skov- og Naturstyrelsen 1991; M. Stoltze og S. Pihl (red.): *Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark*, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen 1998. Den seneste danske rødliste er netbaseret: *Den danske rødliste*, Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur, Danmarks Miljøundersøgelser (2004ff), <http://redlist.dmu.dk>. Rødlisten er verden over opbygget i overensstemmelse med IUCNs standarder, der kan ses på deres rødliste-hjemmeside: <http://www.iucn.org/themes/ssc/redlist.htm>.

hotspots. Der har da også været stor opmærksomhed på disse områder.³⁰ Næsten halvdelen af alle karplanter og en tredjedel af alle hvirveldyr lever i kun 25 områder på til sammen mindre end halvanden procent af landjorden. Ved at koncentrere sig om disse områder, synes bevaringsindsatsen at have fået foræret nogle ”sølvkugler,” så store værdier kan sikres for relativt få midler.

Der er senere stillet spørgsmålstejn ved, om beregningsmetoden har ført til de rette udvalgte områder, og om ikke nogle af dem er så store (f.eks. hele området omkring Middelhavet), at det under alle omstændigheder bliver vanskeligt at tale om en præcis og målrettet ”sølvkugle”-indsats.³¹ Desuden er det ikke ganske klart, i hvor høj grad der er tale om taksisk komplementaritet. Men uanset om det er det ene eller det andet område, der kan placeres i top 25, så er hensigten dog klar: at prioritere de artsrigeste områder på kloden.



De såkaldte globale hotspot-områder (efter Kareiva & Marvier 2003).

Spørgsmålet er, hvad man opnår ved en sådan prioritering, og om man opnår det, man kan ønske sig. Det er klart, at en indsats her vil kunne sikre det kvantitativt største antal arter – forudsat at de udvalgte artsgrupper er gode indikatorer for en tilsvarende rigdom blandt mindre spektakulære artsgrupper. Er sikring af det størst mulige antal arter det vigtigste mål, når vi taler om bevarelse af biologisk forskellighed? Svaret afhænger af, hvilke værdier man lægger vægt på.³² Disse værdier skal jeg vende tilbage til i anden del af afhandlingen. Her kan vi nøjes med at notere os, at indsatsen for sikring af *hotspots* vil være velbegrundet ud fra visse værdier, men mindre relevant ud fra andre.

³⁰ Norman Myers: “Threatened biotas: ‘Hot spots’ in tropical forests,” in: *The Environmentalist* **8**, 1988: pp. 1-20; Norman Myers et al.: “Biodiversity hotspots for conservation priorities,” in: *Nature* **403**, 2000: 853-858.

³¹ Neil Brummitt & Eimear Nic Lughadha: “Biodiversity: Where’s Hot and Where’s Not,” in: *Conservation Biology* **17** (5), 2003: pp. 1442-1448.

³² Jf. også Paul Jepson & Susan Canney: “Biodiversity hotspots: hot for what?” in: *Global Ecology & Biogeography* **10**, 2001: pp. 225-227; Kareiva & Marvier (2003).

Lad mig blot nævne et par af de centrale argumenter, der taler for en prioritering af globale *hotspots*, men samtidig er tæt forbundne med argumenter, der peger i en anden retning. For det første kan indsatsen begrundes ud fra en snæver nyttemæssig vurdering, hvis man tillægger optionsværdien central betydning, da vi ikke kan vide, hvilke arter vi fremtidigt vil have nytte af. Hvis man samtidig forventer, at genetisk manipulation vil få en stigende betydning, forekommer det nyttigt at holde flest muligheder åbne ved at sikre sig et stort "genetisk bibliotek" til senere brug. Omvendt kan man med samme ret sige, at en nyttebetragtning vil pege i retning af en bredere indsats, der sikrer arter, der lokalt har en direkte eller indirekte nytteværdi. De udvalgte *hotspots* er steder, hvor "artsfabrikken," med Darwins betegnelse, har været mest produktiv, enten fordi de fysiske betingelser har været fordelagtige for organisk liv med et øget våbenkapløb til følge, eller fordi der ikke har været brud på kontinuiteten på samme måde som i områder, der har været udsat for oversvømmelser eller isdække. Arter, der lever andre steder, har til gengæld netop formået at overvinde vanskelige fysiske barrierer, og udviklet egenskaber, der kan være særligt nyttige disse steder. De udvalgte *hotspots* kan under alle omstændigheder ikke levere de økologiske tjenesteydelser, som ønskes bevaret andre steder.

Et andet argument for sikring af *hotspots* er relateret til æstetiske og videnskabelige værdier (kapitel 13 og 14). Der er ingen tvivl om, at de udvalgte områder af mange grunde er guldgruber for den videnskabeligt interesserede, og de har da også de seneste par hundrede år været magneter for en række af de mest fremtrædende biologer (kapitel 12). Da man samtidig i disse områder finder mange af de smukkeste og mest spektakulære organismer, jordkloden kan fremvise, er begrundelsen for at sikre dem åbenlys. Omvendt kan man tilsvarende finde gode grunde til ikke ensidigt at sigte på disse områder. Ikke alle mennesker lever nu engang tæt på dem. Transportteknologiens udvikling har ganske vist gjort økoturismen til en hastigt voksende industri – med alle de problemer, det indebærer. De fotografiske teknikkers udvikling har tilsvarende gjort, at vi alle kan glæde os over at få præsenteret diversitetens *highlights* til aftenkaffen, tilmed på en måde, som på visse punkter overgår den direkte oplevelse. Og samlinger og museer såvel som parker og havecentre har sørget for, at en række af de mest fascinerende organismer er bragt i umiddelbar nærhed.

Alligevel må man vel sige, at de fleste vil opleve det som et stort tab, hvis de lokale områders kvaliteter blev forbigået af hensyn til bevarelse af arter på fjerne destinationer. Fra en videnskabelig synsvinkel kan der da også være gode grunde til ikke at overse de organismer, der ikke lever samlet i de tropiske eller subtropiske *hotspots*. Fortalerne for at prioritere de mest artsrige områder har da også efterfølgende understreget, at prioriteringen ikke skal forstås i en så eksklusiv forstand, at den udelukker andre hensyn.³³

³³ Norman Myers: "Biodiversity Hotspots Revisited," in: *Bioscience* **53** (10), 2003: pp. 216-217.

Diversitet af økosystemer eller habitater

Vi har hidtil primært haft øje for forskellige typer af artsdiversitet. Biodiversitetskonventionen inkluderer imidlertid også biodiversitet som forskellighed af økosystemer. Tilsvarende sigter EU's Habitat-direktiv mod bevarelse af den eksisterende forskellighed af habitater. Pointeringen af forskelligheden af økosystemer eller habitater er på mange måder attraktiv. For det første vil forskellighed i sig selv være værdifuld, hvis man betragter muligheden for at færdes i skiftende omgivelser som et væsentligt gode (kapitel 13-14). For det andet er tilstedeværelsen af uensartede økosystemer forudsætning for tilstedeværelsen af en forskellighed af organismer, populationer og arter. Endelig forekommer det attraktivt at fokusere på bevarelse af økosystemer frem for på de specifikke elementer, der findes heri, så man kan undgå nogle af de tids- og omkostningskrævende optællinger,³⁴ og samtidig undgå vanskelige valg mellem de forskellige typer af mål, der fokuserer på arterne eller deres egenskaber.

Fokuseringen på økosystemer eller habitater fordrer dog klarhed i brugen af begreberne. Som vi tidligere har set (kapitel 5), findes der en række forskellige måder at opdele økosystemer og habitater på. Især tre forhold giver vanskeligheder. For det første er 'økosystem' ikke en klart afgrænsbar kategori. Økosystemer findes i mange forskellige størrelser, og uanset hvor omfattende, de defineres, vil der altid være indflydelsesrige relationer til omgivelserne. Organismer bevæger sig ind og ud, og de vand-, energi- og næringsstofcykler, som det enkelte system indgår i eller drives af, vil altid overskride systemets grænser. Afgrænsning af økosystemer er altid udtryk for pragmatiske valg.

For det andet er økosystemer grundlæggende dynamiske. Frederick Clements' antagelser om, at populationer flokkes i faste grupper, og at det samlede system bevæger sig mod et bestemt klart definerbart klimaks, har været svære at opretholde. Økosystemer er under stadig forandring med vekslende artssammensætninger, og uden klart definerbart klimaks, uanset om der er mennesker til stede eller ej. Klassifikation af økosystemer er derfor altid *shaky business*. Hvis man sigter på at bevare en diversitet af økosystemer, baseret på en bestemt klassifikation, sikrer man ikke en række klart identificerbare klimakssamfund, men kommer i stedet let til at fastlåse udviklingen og vil ofte være tvunget til at modarbejde systemernes egen dynamik.

For det tredje er menneskers påvirkning uomgængelig, hvad enten de er direkte tilstede i et område eller ej. Dette forhold giver anledning til flere slags problemer. En række klassifikationer af økosystemer eller habitater rummer stærkt menneskeprægede klasser fra parker og haver til lossepladser og lufthavne (kapitel 5). Hvis man tager kravet om at bevare en diversitet af økosystemer eller habitater på ordet, og baserer sig på klassifikationer med sådanne klasser, må man vel sige, at også disse må bevares.

³⁴ Jerry F. Franklin: "Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes," in: *Ecological Applications* 3 (2), 1993: pp. 202-205.

Der er tre måder at håndtere dette problem. Den ene måde er at benægte, at der er tale om et problem. Mennesket er den mest interessante organisme af alle, og den kulturelle diversitet, det fremviser, er så væsentlig en del af den biologiske diversitet, at den bør betragtes på linie med andre former. Det er her, autonomien eller den biosemiotiske frihed er størst, og det vil derfor også være her, man finder den største diversitet og kompleksitet af tegn, idéer eller ”memer” (kapitel 6). Dermed rejses nogle principielle afvejningsproblemer mellem de forskellige former for diversitet.

En anden tilgang er at sige, at diversiteten af økosystemer og habitater ikke i sig selv bør betragtes som del af den biologiske diversitet, men alene udgør dennes forudsætning. Det er tankegangen bag BioHab-projektet. Diversiteten af økosystemer og habitater skal kun sikres, hvis den fremmer artslig, taksisk eller eventuelt funktionel diversitet. Da stærkt menneskepåvirkede områder sjældent fremmer disse, bør de, med få undtagelser, ikke omfattes af kravet om bevarelse af en diversitet af økosystemer eller habitater.

Endelig vil en tredje tilgang være at sige, at den diversitet, som skal sikres, alene er forskelligheden af ”naturlige” (og ”semi-naturlige”) systemer eller habitater. Diversitet er alene et relevant mål, hvis den er ”naturlig,” uanset om der er tale om arter eller økosystemer. Det vil derfor også alene være ”naturlige” økosystemer eller habitater, der bør optræde i de klassifikationer, som beskyttelsen af økosystemer baseres på. ”Naturlig” betyder her uden menneskelig indflydelse. Jeg skal vende tilbage hertil senere i dette kapitel.

Inddrager man de stærkt menneskeligt påvirkede økosystemer i sin klassifikation, er det langtfra oplagt, at en øget diversitet af økosystemer resulterer i en øget artsdiversitet. På den ene side er menneskene godt i gang med at udvikle nye sorter af bl.a. blomsterplanter, som med et fylogenetisk artsbegreb må tilkendes status som arter. Hvis man opererer på lokal eller national skala, kan indslæbte arter tilsvarende trække op i regnskabet. På den anden side rummer de færreste stærkt kultiverede områder nogen betydelig diversitet, i hvert fald ikke hvis man inddrager både artsrigdom og -fordeling.

Indikatorarter og fokusarter

De mange forskellige diversitetsmål kan ofte være vanskelige, dyre og tidskrævende at anvende i praksis. Samtidig kan man ikke sige, at der er et enkelt af dem, som er det ægte og altomfattende mål på biologisk diversitet. Biodiversitet er et mangehovedet dyr, som ikke lader sig indfange i et enkelt mål. Selv den dyreste, mest tidsforbrugende og komplekse måling vil kun indfange visse aspekter. Da målinger under alle omstændigheder er underlagt de begrænsede ressourcers krav, må de, der foretager målingerne, lade sig nøje med at undersøge et begrænset udsnit af de tilstedeværende organismegrupper. Det er umuligt at skelne skarpt mellem det, der er direkte målinger af diversiteten, og det, der blot er en måling af indikatorer på den.

Kompleksiteten og omkostningerne ved omfattende målinger er en væsentlig anledning til at søge efter de billige genveje. Brug af indikatorarter er en mulighed. For at finde gode indikatorer er det imidlertid afgørende at afklare, hvad det helt præcis er, de skal indikere. Samtidig er det et problem, at de økologiske systemers artssammensætning bedre synes at passe med Gleasons individualistiske tolkning end med Clements' flok-hypotese. Det forhold, at visse arter trives i et område, er således ikke nødvendigvis en klar indikation på, hvordan andre arter trives eller på, om diversiteten er høj.

Spørgsmål om specifikke valg af indikatorarter (eller af indikatorer generelt) og om indikatorernes udsigelseskraft ligger udenfor denne afhandlings område. Derimod finder jeg det værd at nævne forskellige slags arter, som man kunne kalde særlige *fokuserter*,³⁵ der ganske vist ofte optræder som indikatorarter (uden nødvendigvis at fungere godt som sådanne),³⁶ men som i udgangspunktet har en anden status. Der skelnes almindeligvis mellem tre slags fokuserter: nøglearter, paraplyarter og flagskibsarter.

Nøglearter er en betegnelse, som første gang blev anvendt i 1969 af havbiologen Robert Paine, der brugte den om søstjerner, som holdt en ekspanderende muslingepopulation i ave, og derved sikrede en række andre arters overlevelse.³⁷ I overensstemmelse hermed defineres 'nøgleart' nogle gange snævert som en art, der fortærer arter, der ellers ville dominere et system på en række andre arters bekostning. Med en lidt bredere – og oftere anvendt – definition er der tale om en art, hvis indflydelse på et givet økosystem er betydeligt større end deres relative antal eller andel af biomassen indicerer.³⁸ Man kunne også definere begrebet endnu bredere, så det omfatter alle arter, der har central betydning for et økologisk system, uanset hvor tunge eller udbredte de er.³⁹

Nøglearter er under alle omstændigheder arter, der har en nøglefunktion i et givet økosystem – en funktion som ikke umiddelbart kan overtages af andre. Det kan enten være i en *top-down*-forstand, dvs. som arter, der er placeret højt i det trofiske hierarki, og som holder ekspanderende populationer i skak, eller i

³⁵ Jeg foretrækker denne betegnelse frem for det også anvendte "surrogat-arter," der dog giver en lidt anderledes association. Jeg fastholder termen i mangel af bedre, selvom jeg senere blevet opmærksom på, at den australske biolog Robert J. Lambeck har anvendt en beslægtet betegnelse, nemlig "focal species," ikke som overbegreb, men som en variant af det, der nedenfor betegnes som paraplyarter (R.J. Lambeck: "Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation," in: *Conservation Biology* **11** (4), 1997: pp. 849-856; jf. også D.B. Lindenmayer et al.: "The Focal-Species Approach and Landscape Restoration: a Critique," in: *Conservation Biology* **16** (2), 2002: pp. 338-345).

³⁶ Daniel Simberloff: "Flagships, Umbrellas, and Keystones: Is Single-Species Management Passé in the Landscape Era?" in: *Biological Conservation* **83** (3), 1998: pp. 247-257.

³⁷ Robert T. Paine: "A note on trophic complexity and community stability," in: *The American Naturalist* **103**, 1969: pp. 91-93.

³⁸ Bl.a. H.A. Mooney et al.: "Biodiversity and Ecosystem Functioning: Basic Principles," in: *Global Biodiversity Assessment* (1995), p. 290.

³⁹ Bengtsson (1998), p. 194.

en *bottom-up*-forstand, hvor nøglearten sikrer fødegrundlag eller levesteder for en række andre arter. Det har været foreslået at anvende betegnelsen “fundamentsarter” for den sidste type arter – og dermed reservere betegnelsen ’nøgleart’ for den første type. Det afgørende er, at nøglearter vil være nogle af de mest værdifulde arter sikre.⁴⁰

Det er ofte vanskeligt at sige, hvilke arter der har en nøglerolle i et økosystem – og endnu vanskeligere at forudse, hvilke arter der vil indtage en nøgleposition efter miljømæssige forandringer. Sådanne vurderinger fordrer et indgående kendskab til alle de funktioner, den enkelte art varetager, og til de arter som i givet fald vil kunne kompensere tabet af en given art. Den økologiske litteratur rummer da også et bredt spektrum af opfattelser af nøglearternes funktionelle vigtighed, afhængig af hvor bredt eller snævert, man definerer funktionen, og af hvor stor vægt, der lægges på bevarelse af det enkelte økosystems eksisterende artssammensætning og identitet.⁴¹

Et relativt velkendt eksempel på nøglearter (i ordets bredeste betydning) udgøres af gamle, lokalt hjemmehørende træer. En lang række optællinger viser således, at det antal arter, der er knyttet til et enkelt tropisk træ, ganske enkelt er overvældende. Nogle få nabotræer kan således tilsammen være levested for næsten lige så mange insektarter, som der findes i hele Danmark. Værdien vil ofte være afhængig af, at træerne får mulighed for at gennemløbe hele deres livscyklus, idet det største antal arter i mange tilfælde findes sent i livscyklen, hvor en vis nedbrydning er i gang.

Også større dyr optræder ofte som nøglearter. Det vel nok oftest nævnte eksempel er havodderen, der har vist sig at have en central rolle for de økologiske systemer ud for den californiske kyst. Da odderen blev sjælden som følge af jagt, ændredes systemerne radikalt, idet bundbevoksningen stort set blev spist op af planteædere, som ikke længere behøvede at frygte odderen. Da odderen blev beskyttet og populationen igen voksede til, genopstod den ellers næsten forsvundne bundflora til glæde for en række andre arter.⁴² Også fra en række andre lokaliteter kendes betydningen af predatorer, der kan begrænse mængden af ekspansive arter, så en overudnyttelse ikke finder sted.

Også store herbivorer som elefanter og næsehorn, vildheste og zebraer, gnuer og urokser er i stigende grad kommet i fokus på grund af deres evne til at holde plantevæksten i ave, så en række forskellige biotoper permanent eller periodevist holdes relativt lysåbne og dermed tilgængelige for græsser og urter, der igen giver livsmuligheder for en række insekter.⁴³ Tilsvarende spiller bæve-

⁴⁰ Jf. hertil Harper & Hawksworth (1995), pp. 9f.

⁴¹ Mooney et al. (1995), p. 289.

⁴² Jf. bl.a. Wilson (1992), pp. 164f.

⁴³ Se f.eks. Norman Owen-Smith: “Megafaunal Extinction: The Conservation Message from 11.000 years B.P.,” in: *Conservation Biology* 3 (4), 1989: pp. 405-412; N. Owen-Smith: *Mega-herbivores: The influence of very large body size on ecology*, Cambridge University Press 1988; Daniel Botkin: *Discordant Harmonies: A New Ecology for the 21st Century*, Oxford University

ren en unik rolle i kraft af etableringen af dæmninger, der fastholder en større vandholdighed i et område (i form af vandhuller, engområder etc.).⁴⁴ Af andre væsentlige funktioner, som ofte varetages af nogle få nøglearter, kan nævnes: tilvejebringelse af næringsstoffer (f.eks. kvælstoffiksering), begrænsning af arter med stor potentiel skadevirkning, opsamling eller vanskelig tilvejebringelse (f.eks. ved hjælp af dybe rodnet) og opbevaring af vand, begrænsning af fordampning, etablering af fugtige områder eller vandhuller (eks. alligatorerne i Florida), gennemgravning eller gennemarbejdning af jorden etc. Også arter, der skaber de betingelser for nøglearterne, kan i sig selv betegnes som nøglearter. F.eks. kan bestøvningen af en vigtig træart være overladt til en enkelt insektart, eller træet kan være afhængig af symbiose med en bestemt svampeart.⁴⁵

Betegnelsen *paraplyarter* blev brugt første gang i 1981 om arter, hvis beskyttelse samtidig kan forventes at resultere i beskyttelse af andre arter i samme område.⁴⁶ Paraplyarter er typisk arter, der fordrer store og relativt upåvirkede land- eller vandområder eller andre særlige livsbetingelser. Beskyttelsen af dem gør, at andre, mindre spektakulære arter kan finde beskyttelse under deres paraply. Det bedste eksempel er formodentlig den californiske plettede ugle, hvis bevarelse som art fordrede beskyttelse af betydelige skovområder, som tømmerindustrien ellers havde udset sig. Også små og uanseelige arter kan dog fungere som paraplyarter, ikke mindst i USA, hvor den såkaldte *Endangered Species Act* blev sat i verden i 1973 for at sikre truede arter mod udryddelse.⁴⁷ Et eksempel herpå er den såkaldte *snail darter*, der i det mindste for en tid hindrede bygningen af en dæmning i Tennessee Valley. Den stærke fokusering på de arter, som er dækket af loven om truede arter, har i visse tilfælde ført en næsten grotesk fordrejning af indsatsen for beskyttelse med sig. I den slags tilfælde, hvor indsatsen meget direkte har været rettet mod arten selv frem for levestedet – f.eks. gennem omflytninger, fodring el.lign. – mister arten naturligvis samtidig sin karakter af paraplyart.

Af andre paraplyarterne kunne nævnes store pladskrævende arter som de afrikanske elefanter og næsehorn, pandaen, den sibirske tiger eller grizzlybjørnen. Sådanne markante arter henhører samtidig under kategorien *flagskibsarter*. Flagskibsarter er arter med stærk appel til beslutningstagere og den brede offentlighed, og som ofte placeres i front, når der eksempelvis skal argumen-

Press 1990; Karsten Thomsen: *Alle tiders urskov*, Århus: Nepenthes 1996; F.W.M. Vera: *Grazing Ecology and Forest History*, Wallingford/New York: CABI Publishing 2000.

⁴⁴ Mooney et al. (1995), pp. 306f.

⁴⁵ En lang række eksempler på de nævnte samt en række yderligere funktioner kan findes i bl.a. Mooney (1995), pp. 289ff, og Simberloff (1998)

⁴⁶ Jf. bl.a. Dobson (1996), pp. 103f; Simberloff (1998); Jean-Michel Roberge & Per Angelstam: "Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool," in: *Conservation Biology* 18 (1) 2004: pp. 76-85. Ophavsmændene til betegnelsen er O.H. Frankel og M.E. Soulé; selve idéen er dog væsentlig ældre end navnet.

⁴⁷ *Endangered Species Act of 1973, As Amended through the 108th Congress*, Washington: Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service 1973

teres for beskyttelse af et område. Flagskibsarterne er Plinius' yndlinge, de populære og karismatiske organismer. De store, de farlige, de prangende, de kloge, de spektakulære, de sjove, de avancerede etc. dyr eller planter. Der kan dog også være tale om arter, der af andre grunde er kulturelt betydningsfulde. Det er blevet foreslået at anvende betegnelsen "kulturelle nøglearter" om sådanne arter, som har en central placering i en given kultur – i kraft af deres anvendelse, symbolværdi, betydning for den lokale identitet el.lign.⁴⁸

Flagskibsarterne er ikke – i modsætning til de tidligere nævnte kategorier af arter – primært udvalgt på grund af deres særlige økologiske betydning, men i højere grad fordi de spiller en væsentlig kulturel rolle,⁴⁹ og dermed ofte tillige en væsentlig økonomisk betydning, f.eks. i tilknytning til turistindustrien.⁵⁰ Brugen af flagskibsarter til at opnå offentlig opbakning, herunder finansiel støtte, til beskyttelsesformål er derfor ofte blevet kritiseret for ikke at være tilstrækkeligt økologisk begrundet. Sammenhængen mellem tilstedeværelsen af flagskibsarter og biologisk diversitet er kun undersøgt i beskedent omfang. Undersøgelserne giver ikke noget entydigt billede. Nogle undersøgelser konkluderer, at der er god sammenhæng,⁵¹ mens andre giver et noget mere flertydigt resultat.⁵² Graden af sammenhæng vil antagelig afhænge meget af de specifikke forhold og af, hvilke arter der udvælges som flagskibsarter.

Hvis man ikke uden videre anerkender den lighedspræmis, som hovedparten af diversitetsmålene er baseret på, men i stedet accepterer en naturskala i én eller anden udgave, så bliver flagskibsarterne væsentlige som mere end indikator- eller paraplyarter. I princippet kunne man forestille sig diversitetsmål, der tager højde for denne skala. Jeg har dog aldrig set det forsøgt, og er selv usikker på, hvordan man skulle gribe opgaven an. Det vil antagelig være enklere blot at lade tilstedeværelsen af karismatiske arter være en uafhængig begrundelse for beskyttelse af et område.

⁴⁸ A. Garibaldi & N. Turner: "Cultural Keystone Species: Implications for Ecological Conservation and Restoration," in: *Ecology and Society* 9 (3), 2004 (online); S. Cristancho & J. Vining: "Culturally Defined Keystone Species," in: *Human Ecology Review* 11 (29), 2004: 153-164.

⁴⁹ Darrel A. Posey & OCEES (eds.): *Cultural and Spiritual Values of Biodiversity*, London: UNEP 1999; Evan Bowen-Jones & Abigail Entwistle: "Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts," in: *Oryx* 36 (2), 2002: 189-195.

⁵⁰ Matthew J. Walpole & Nigel Leader-Williams: "Tourism and flagship species in conservation," in: *Biodiversity and Conservation* 11, 2002: pp. 543-547.

⁵¹ F.eks. Fabrizio Sergio et al.: "Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation," in: *Journal of Applied Ecology* 43, 2006: pp. 1049-1055.

⁵² F.eks. Tim Caro et al.: "Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale," in: *Animal Conservation* 7, 2004: pp. 63-70.

Alternative eller supplerende kvalitetsmål

Ønsket om at bevare karismatiske arter viser, at der kan ligge andre former for begrundelse bag krav om beskyttelse af områder. Da mange er delvist relaterede til ønsket om at bevare biologisk forskellighed, vil det være værd kort at berøre et par af de væsentligste alternative eller supplerende kvalitetsmål.

Økosystemisk sundhed

Et sådant alternativt kvalitetsmål er økosystemisk sundhed. Vi taler således om mere eller mindre velfungerende økosystemer, om at forskellige faktorer kan udgøre trusler mod de økologiske systemer og somme tider sågar om, at økosystemer bryder sammen. Vi taler også om eksempelvis skrøbelige og solide økosystemer og indikerer jo dermed også, at de rummer et internt sæt af goder, som kan tilgødeses eller ignoreres.

Begrebet 'økologisk sundhed' 'økosystemisk sundhed' er blevet brugt som en nærliggende parallel til organismers sundhed.⁵³ Det har især været oplagt at anvende begrebet indenfor den del af den økologiske tradition, som har Frederick Clements som hovedskikkelse, og som netop metaforisk paralleliserer mellem organismer og biotiske samfund. Organismerne eller populationerne bliver her til organer, der varetager forskellige funktioner indenfor den organiske helhed. Et økologisk system er ifølge denne tradition sundt, når det befinder sig i en stabil ligevægtstilstand, der kan sammenlignes med den sunde organismes ligevægt. Alternativt kunne man betegne et økosystem som sundt, når det varetager en tilstrækkelig stor bredde af funktioner, som både mennesker og andre organismer kan have glæde af. Der er dog flere ting, som skaber problemer for en sådan tolkning.

For det første er økologiske systemer ikke så lette at afgrænse rumligt som organismer (selvom det også i en række tilfælde kan være svært præcis at angive en organismes grænser). En eng kan eksempelvis betegnes som et økologisk system, men det samme kunne en særlig del af engen eller engen i samspil med den omgivende skov og den nærliggende sø etc. Uanset hvor grænserne sættes, vil de både være uskarpe og pragmatisk valgte.⁵⁴ Insekter og planter migrerer ud og ind, større dyr bevæger sig rundt i landskabet, og trækfugle har måske den halve verden som legeplads. Svaret på spørgsmålet om, hvor grænserne placeres, vil for så vidt være langt stærkere præget af det menneskelige – videnskabelige – blik end tilfældet er med organismer.

⁵³ Jf. hertil bl.a. J. Baird Callicott: "A Review of Some Problems with the Concept of Ecosystem Health," in: *Ecosystem Health* 1 (2), 1995; Simberloff (1998)

⁵⁴ Robert O'Neill: "Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course!)," in: *Ecology* 82 (12), 2001: pp. 3275-3284; Mark Sagoff: "The plaza and the pendulum: Two concepts of ecological science," in: *Biology and Philosophy* 18, 2003: pp. 529-552.

For det andet besidder økologiske systemer ikke den samme grad af kontinuerlig identitet som organismer.⁵⁵ Hvor tabet af et organ ofte vil være dødeligt for en organisme, vil tabet af populationer i et økosystem ikke føre til, at systemet dør eller forsvinder, men alene resultere i en ændring. Man kan naturligvis sige, at der i tilfælde af betydelige ændringer ikke længere er tale om det samme system, men en tidslig afgrænsning af de enkelte systemer vil under alle omstændigheder være vanskelig at foretage, for så vidt som en række arter fortsætter med over i den nye tilstand.

Et væsentligt element i organismernes autonome identitet er samlede replikationsmekanismer, først og fremmest det genetiske *blueprint*. I økosystemer findes intet, der ligner. Endnu et element er tilstedeværelsen af et afgrænsende lag overfor omverdenen i form af en membran, bark, hud, pels etc. Intet tilsvarende findes i økosystemer. Der findes heller intet immunsystem, der kan bekæmpe eller holde fremmedelementer ude. Økologiske systemer er åbne overfor omgivelserne, og selvom de enkelte organismer eller populationer gør, hvad de kan for at holde konkurrenter ude, er der en permanent fluktuation af organismer, ikke mindst fordi betingelserne løbende forandres.

En særlig vanskelighed består i, at der i et område kan være udviklet relativt stabile successionscykler – ofte under forudsætning af tilbagevendende katastrofiske begivenheder som eksempelvis brande eller aldersbetingede sammenbrud. Det betyder, at forskellige arter vil dominere på forskellige successionsstrin. Og at større eller mindre irreversible ændringer af artssammensætningen under alle omstændigheder vil forekomme for hver cyklus, sådan som vi har set det tidligere (kapitel 5).

For det tredje, selvom det var muligt at afgrænse i rum og tid, og selvom der var en betydelig grad af kontinuitet, som kunne gøre det rimeligt at sige, at økosystemer har en egentlig identitet på trods af vekslende artssammensætninger, så er det stadig ikke ganske klart, hvori et økosystems gode består. Ofte anvendes begreber som stabilitet, høj bruttoproduktivitet, diversitet og resiliens, dvs. modstandskraft overfor forskellige påvirkninger, som karakteristika for det klimaks, der kan betragtes som en slags endemål for de økologiske systemers succession. Men som vi tidligere har set (kapitel 5), er det, der betegnes som et klimaks, i mange tilfælde kun en forbigående fase, hvis det overhovedet forekommer. Dels er resiliens, stabilitet, høj bruttoproduktivitet og diversitet ikke uden videre sammenfaldende kvaliteter.

Forudsætningen for udvikling af høj diversitet med mange højt specialiserede arter er lange perioder med relativt – men netop kun relativt – stabile betingelser, sådan som kendes fra artsrige *hotspots* verden over. Det giver samtidig en høj grad af resiliens overfor vanlige trusler som eksempelvis sygdoms-

⁵⁵ Giulio A. De Leo & Simon Levin beskriver økosystemer som “løst definerede samlinger, der fremviser karakteristiske mønstre på forskellige skalaer i tid, rum og organisatorisk kompleksitet” (G.A. De Leo & S. Levin: ”The Multifaceted Aspects of Ecosystem Integrity,” in: *Conservation Ecology* (online) **1** (1), 1997).

angreb. Hvor et ungt simpelt system med få arter vil være meget påvirkeligt af omfattende sygdomsangreb på nogle få væsentlige arter, en vigtig træart eksempelvis, så vil træerne i det ældre komplekse system stå mere spredt og den enkelte arts repræsentanter antagelig med tiden blive mere uensartede og dermed være mindre udsatte, og angreb på en enkelt art vil ikke berøre det samlede system afgørende, fordi andre arter står parat til at tage over.

Denne tilvænning til relativ stabilitet kan imidlertid medføre tab af resiliens overfor forandringer, der ligger udenfor det tilvænnede interval. Den relative stabilitet vil sammen med våbenkapløbet arterne imellem alt andet lige føre til, at fleksible arter taber til specialiserede arter, og at den bekostelige fleksibilitet således ”bortvælges” gennem evolution, fordi der ikke er brug for den. Derfor vil sådanne systemer også ofte være meget sårbare overfor radikale forandringer som eksempelvis væsentlige klimaforandringer eller (andre former for) stærk menneskelig påvirkning.

Netop den menneskelige tilstedeværelse er den fjerde grund til at være forsigtig med at tale om økologiske systemers interne goder. På den ene side er tilstedeværelsen af mennesker et resultat af den generelle evolutionære udvikling. Et menneske er en biologisk organisme, der er opstået på akkurat samme måde som alle andre, og ikke noget fremmedelement i de økologiske systemer. Samtidig er den menneskelige virksomhed umulig at indpasse i tolkningen af de økologiske systemers interne goder. Uanset hvad man udvælger som økologiske systemers iboende gode, vil den menneskelige virksomhed bryde med det. Mennesker vil eksempelvis ofte foretrække en høj anvendelig nettoproduktivitet og en lavere, men nyttig artsdiversitet.

Man kan vælge at sige, at spørgsmålet om økosystemers sundhed ikke afhænger af identitet og interne goder, men alene er et spørgsmål om bevarelse af udvalgte funktioner eller tjenesteydelser.⁵⁶ ’Økosystem’ tolkes her på rent funktionel vis som et system, der omsætter energi og næringsstoffer, og hvor spørgsmålet om identitet, forstået som artssammensætning ikke kommer på tale. Et sundt økosystem er et system, der varetager en række centrale funktioner på tilfredsstillende vis, uanset hvilke arter, der indgår, og uanset om mennesket har forandret det eller ej. Der er ikke længere tale om interne goder, der eventuelt skal respekteres, men i stedet om eksterne goder, dvs. goder som er defineret på forhånd, uafhængigt af systemet selv. Med en sådan tilgang bliver økologiske systemer til en slags leverandører af tjenesteydelser til mennesker – eller evt. til andre organismer. Om systemerne skal have høj artsdiversitet, afhænger dels af valget af funktioner, dels af om en høj diversitet tjener til at øge systemets effektivitet eller ej.

⁵⁶ Således bl.a. Callicott (1995).

Biologisk integritet og naturlighed

Begrebet 'biologisk integritet' er beslægtet med begrebet 'økosystemisk sundhed,' og de to begreber er ofte blevet anvendt mere eller mindre synonymt. Generelt er der ikke nogen klar konsensus om brugen af begreberne.⁵⁷ Mange fortalere for begrebet 'biologisk integritet' går imidlertid et skridt videre og tolker integritet som upåvirket af mennesker. Et økologisk system besidder ifølge et par af dets fremmeste fortalere biologisk integritet, når der er tale om "et afbalanceret, integreret, adaptivt fællesskab af organismer med en artssammensætning og funktionel organisation, der er sammenlignelig med områdets naturlige habitat."⁵⁸ Eller lidt alternativt formuleret: "Biologisk integritet refererer til betingelser under lille eller ingen menneskelig påvirkning; en biota med høj integritet modsvarer naturlige evolutionære og biogeografiske processer." Et økologisk system har integritet i den udstrækning, det er upåvirket af mennesker. Ofte forudsættes det tilmed, som det fremgår af citatet, at selv de evolutionære processer bliver unaturlige, hvis der har været mennesker involveret. Mennesker og deres aktiviteter opfattes ganske enkelt som unaturlige. Integritet optræder under "betingelser med lille eller ingen indflydelse fra menneskelige handlinger." Der er i så fald tale om "naturlige referencetilstande."

Betegnelsen 'biologisk integritet' dukkede første gang op i forbindelse med vedtagelsen af den amerikanske vandmiljø-lovgivning i begyndelsen af 1970'erne,⁵⁹ og blev i første omgang anvendt ved regulering af ferske vande, men er siden gledet ind i landskabsforvaltningen generelt, både i USA og ikke mindst i Canada, hvor områder fortsat er relativt upåvirkede af menneskelig virksomhed. Også EUs habitat- og vandrammedirektiver er delvist opbygget efter en model med "naturlige referencetilstande."⁶⁰ Vandrammedirektivet er tæt på idealet om biologisk integritet med dets definition af den ideelle referencetilstand som den fuldstændig uberørte og menneskeligt upåvirkede tilstand.

⁵⁷ J. Baird Callicott et al.: "Current Normative Concepts in Conservation," in: *Conservation Biology* **13** (1), 1999: pp. 22-35; R. Bruce Hull et al.: "Understandings of Environmental Quality: Ambiguities and Values Held by Environmental Professionals," in: *Environmental Management* **31** (1), 2003: pp. 1-13; De Leo & Levin (1997), op.cit; David Manuel-Navarrete et al.: "Ecological Integrity Discourses: Linking Ecology with Cultural Transformation," in: *Human Ecology Review* **11** (3), 2004: pp. 215-229.

⁵⁸ J.R. Karr & D.R. Dudley: "Ecological perspective on water quality goals," in: *Environmental Management* **5**, 1981: pp. 55-68; Angermeier & Karr (1994); jf. også Ejrnæs et al. (2005).

⁵⁹ J.R. Karr: "Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management," in: *Ecological Applications* **1** (1), 1991: pp. 66-84; J.R. Karr: "Biological Integrity and the Goal of Environmental Legislation: Lessons for Conservation Biology," in: *Conservation Biology* **4** (3), 1990: pp. 244-250.

⁶⁰ Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter; Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

”God økologisk tilstand” er synonymt med upåvirkethed.⁶¹ Habitatdirektivet taler derimod alene om ”gunstig (stabil) bevaringsstatus” for udvalgte naturtyper og arter – og nævner kun i forbifarten økosystemernes integritet (Artikel 6). Vurderingerne af gunstig bevaringsstatus foretages i forhold til nogle forud definerede naturtyper, der er opregnet i direktivets appendiks.⁶²

Begrebet ’biologisk integritet’ er inspireret af den amerikanske naturforvalter Aldo Leopolds berømte kriterium for god naturforvaltning: “at bevare det biologiske samfunds integritet, stabilitet og skønhed.”⁶³ Leopolds bog er skrevet i en periode, hvor Frederick Clements’ idéer om klimakssamfund var udbredte, og påvirkningen herfra kan tydeligt spores hos Leopold. En anden central inspiration er den amerikanske naturfredningsbevægelses fader, John Muir, for hvem naturkvalitet og vildnis var én og samme ting, som vi senere skal se (kapitel 12). Fra Clements hentes organisme-metaforen: et biologisk fællesskab har som kroppen et vækstforløb mod et klimaks med balance og ligevægt, hvis ikke integriteten ødelægges af eksterne indgreb. Fra Muir hentes idéen om, at mennesket står udenfor naturen som en ekstern faktor, der forstyrrer eller ødelægger den naturlige skønhed og balance, og opfattelsen af vildnisset som ideal.

Er naturlighed, forstået som upåvirkethed af menneskelig aktivitet, en selvstændig kvalitet? I én forstand kan det afgjort være det, nemlig som en interessant fortælling. Fortællingen om, at et landskab er (stort set) upåvirket af mennesker, gør det givetvis mere interessant, på samme måde som et bygningsværk bliver mere interessant, hvis det har stået uforandret i århundreder. I begge tilfælde er der tale om en høj fortælleverdi, og for mange er fortællingen om upåvirkethed overordentligt interessant.

Ganske ofte bliver fortællingen imidlertid forbundet med dualistiske verdensforestillinger af religiøs oprindelse, hvor mennesket antages at tilhøre en helt anden verden end naturen. Mange biologer, herunder ikke mindst Darwin, har forsøgt at undergrave denne forestilling ved at insistere på menneskets naturlighed, men den er fortsat udbredt – mærkværdigvis især blandt biologer.⁶⁴

⁶¹ I Vandrammedirektivets Bilag V beskrives målet for højeste kvalitet således: ”Der er ingen eller kun meget ubetydelige menneskeskabte ændringer...i forhold til, hvad der normalt gælder under uberørte forhold.” ”Værdierne...svarer til, hvad der normalt gælder for den pågældende type under uberørte forhold.”

⁶² Jf. Bjarne Søgård et al.: *Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet*, Faglig rapport fra DMU, nr. 457, 2. udgave, Danmarks Miljøundersøgelser 2003; Jesper R. Fredshavn & Flemming Skov: *Vurdering af naturtilstand*, Faglig rapport fra DMU nr. 548, Danmarks Miljøundersøgelser, 2005.

⁶³ Aldo Leopold: *A Sand County Almanac* (1949), New York: Ballantine Books 1970.

⁶⁴ En forskergruppe fra Danmarks Miljøundersøgelser udgav for nogle år siden en rapport med et interessant bud på et sæt af kvalitetskriterier med tilhørende indikatorer (Bettina Nygaard et al.: *Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling*, Faglig rapport nr. 285, København: DMU, Miljø- og Energiministeriet 1999). Rapporten læner sig op ad den amerikanske tradition, repræsenteret af James Karr og Paul Angermeier, som går tilbage til John Muir (jf. nedenfor kapitel 14). Naturkvalitet blev tilsvarende gjort synonymt med uberørthed. Jeg har behandlet rapporten andre steder, og skal blot henvise hertil: ”Landskab og natur, kvalitet og demokrati,” in: *Wilhelm+7*:

Paul Angermeier har forsøgt at imødegå den darwinistiske indvending ved at forskyde grænsen. Det er ikke menneskene selv, der er unaturlige, skriver Angermeier, men deres teknologi.⁶⁵ Mennesker er evolutionens naturlige produkter, men deres tanker og teknologi er det ikke. Mennesker er naturlige, så længe de ikke anvender deres (naturlige?) anlæg for at tænke og udvikle teknologi. Teknologien er kernen i unaturligheden, og som sådan roden til al dårlighed.

Hjørnesteinen for alle værdidomme er, skriver Angermeier, at ”naturligt udviklede elementer – genomer, biotiske fællesskaber, landskaber – er fundamentalt mere værdifulde end kunstige.” Med teknologiens hjælp kan mennesker lave mange ting, men artefakter vil aldrig blive så gode som den menneskefrie naturs egne produkter, da mennesket ikke er nær så magtfuldt og kreativt som denne.⁶⁶ Fortalerne for den biologiske integritet kan dermed vanskeligt stille sig tilfredse med at reducere naturlighedens kvalitet til fortællerværdi. Angermeier og Karr skriver da også, at selvom ”unaturlige tilstande” kan være ønskværdige af æstetiske eller nyttemæssige grunde, så kan de ikke som ”naturligheden” udgøre en ”objektiv basis” for bedømmelse af økosystemers kvalitet.⁶⁷

Paul Angermeier skriver ligefrem, at hvis man opgiver naturligheden som en objektiv normativ målestok, vil alt være tilladt,⁶⁸ akkurat som Dostojevskij i sin tid mente, at opgivelse af tro på Gud fører til moralsk anarki. Angermeiers påstand er lige så absurd som Dostojevskijs. Hvorfor naturlighed skulle være mere ”objektiv” som basis end alle andre standarder, er alt andet end klart. Bestræbelsen på at opnå ’biologisk integritet’ er så åbenlyst en menneskelig målsætning.⁶⁹ Havde den været en menneskefri naturs egen målsætning, ville mennesker aldrig være bragt på bane. Ingen anden instans end netop mennesket selv har udtrykkeligt tilstræbt områder uden menneskelig indflydelse.

Naturen og samfundet i det åbne land – en ny dagsorden, under udg.; "Landskabskvalitet, naturkvalitet og demokrati," in: Michael Rasmussen (red.): *Æstetik og Naturoplevelse*, Aalborg: Academic Publisher 2008, pp. 149-173.

⁶⁵ Paul L. Angermeier: "The natural imperative for biological conservation," in: *Conservation Biology* 14, 2000: pp. 373-381.

⁶⁶ Angermeier (2000) Skal man tage Angermeier på ordet, ender han i den samme misantropiske position, som Callicott engang befandt sig i, men senere har forladt (J. Baird Callicott: "Animal Liberation: A Triangular Affair" (1980), genoptrykt in: Elliot 1995). Den menneskelige civilisation må slet og nedlægges til fordel for den "objektivt set" langt bedre "natur." Angermeier skriver dog senere, at teknologi i sig selv hverken er destruktivt eller konstruktivt (p. 378), og at ansvarlig omsorg alene kan opstå, hvis mennesker betragter sig selv som en integreret del af økosystemerne (p. 379). Skal hans position give mening, må det antages, at han alene hylder opåvirketheden i særligt udvalgte områder, ikke som en generel kvalitet. Jeg antager, at det også kun er i denne begrænsede forstand, at Ejrnæs et al. kan hævde, at de fleste mennesker foretrækker umanipulerede økosystemer frem for kunstige (2005, p. 23). Hverken Angermeier eller Ejrnæs et al. anfører dog nogetsteds, at de kun er taler om afgrænsede områder.

⁶⁷ Angermeier & Karr (1994).

⁶⁸ Angermeier (2000), pp. 376 og 378.

⁶⁹ Jf. også De Leo & Levin (1997).

En anden tolkning af naturlighedens objektivitet kunne være, at der er tale om nogle let identificerbare træk, som man kan sigte efter, uanset om man finder "naturligheden" vigtig eller ej. En sådan tolkning holder dog heller ikke, eftersom det netop ofte beklages, at den omfattende menneskelige påvirkning gør det vanskeligt præcist at karakterisere "naturlige tilstande."⁷⁰ Der foregår da også en ganske hed debat om, hvordan naturen har taget sig ud forud for menneskenes indtog, og hvordan den ville tage sig ud, hvis ikke menneskene var kommet til. Det gælder både i Nordamerika og i Nordeuropa.

Groft sagt deler positionerne sig således, at mange pollenanalytikere ikke kan finde tilstrækkelige spor af lysåbne arealer til at hævde andet, end at det meste af landet mere eller mindre permanent har været skovdækket og relativt lukket. Mange økologer vil omvendt være tilbøjelige til at antage, at tilstedeværelsen af et betragteligt antal større dyr som skovelefanter, bison, kæmpehjort, vildsvin etc. sammen med bæverne har været i stand til at holde større områder lysåbne over længere stræk. Det upåvirkede landskab antages i det sidste tilfælde at være mere parkagtigt med en relativt stor omskiftelighed af naturtyper på de enkelte områder. Skal man genoprette "naturlige tilstande," fordrer det således – paradoksalt nok – ofte betydelige kompensatoriske indgreb i de foreliggende systemer. Af samme grund kan man ikke uden videre sætte lighedstegn mellem vildhed – aktuelt fravær af menneskelig indflydelse kontrol – og naturlighed – menneskelig reproduktion af tilstande, der ville have været uden menneskers tilstedeværelse.⁷¹ De kriterier, som opstilles for, i hvor høj grad et område kan betragtes som naturligt, peger derfor heller ikke i samme retning.⁷²

Selv hvis vi accepterer at betragte menneskene og/eller deres teknologi som unaturlige, vil der stadig være flere muligheder at vælge i mellem. Et 'naturligt system' kan i hvert fald betyde fem forskellige ting:

- Sådan som systemet var, umiddelbart før mennesker dukkede op. Problemet er naturligvis, at de forhold, som eksisterede, da menneskene dukkede op, efter alt at dømme har været nogle helt andre, end de er i dag. Det vil være svært at naturgenoprette, hvis kravet skal tolkes helt bogstaveligt. F.eks. kan klima, kystlinier, højdeforhold etc. have ændret sig betydeligt.

⁷⁰ Således også Angermeier & Karr (1994).

⁷¹ Jf. bl.a. Ben Ridder: "The Naturalness versus Wildness Debate: Ambiguity, Inconsistency, and Unattainable Objectivity," in: *Restoration Ecology* **15** (1), 2007: pp. 8-12, og Ejrnæs et al. (2005), pp. 24ff.

⁷² J.E. Anderson: "A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness," in: *Conservation Biology* **5**, 1991: pp. 347-352; Angermeier (2000). Andersons kriterier er: (1) graden af forandring, hvis mennesker fjernes, (2) mængden af kulturel energi, der kræves til at fastholde det eksisterende system, (3) antallet af oprindelige arter, der er forblevet efter menneskets tilkomst. Angermeier føjer hertil to kriterier: forandrings rumlige udstrækning og grad af abrupthed. Flere har forsøgt at omsætte disse (eller tilsvarende) kriterier til metodik, bl.a. Antonio Machado: "An index of naturalness," in: *Journal for Nature Conservation* **12**, 2004: pp. 95-110.

- Sådan som det var, før mennesker dukkede op, og de klimatiske, edafiske etc. forhold lignede de nuværende. Problemet er, at det vil være nødvendigt at fjerne arter, som senere er dukket op, og genindføre andre, som er forsvundet. Nogle af disse – bison, ulv, los etc. – er vanskelige at forene med menneskelig beboelse. Andre – mammut, skovelefant, kæmpehjort etc. er for længst forsvundet. Skal mennesker forsøge gennem genetisk manipulation at retablere disse organismer eller kompensere på anden vis?
- Sådan som det ville have været, hvis mennesker aldrig var dukket op. Problemet er naturligvis, at den kommer til at basere sig på en fiktiv fortælling. Ingen kan vide, hvordan systemerne ville have udviklet sig. Hvis *homo sapiens sapiens* ikke var dukket op, havde andre hominider så ikke i stedet været dominerende? Eller tæller de heller ikke med? Hvordan må naturen overhovedet have lov at udvikle sig, hvis den skal forblive naturlig?
- Sådan som det vil blive, hvis mennesker fremover ikke blander sig i udvalgte områder, men nøjes med fortsat at dominere de omliggende områder. Dette ville være den letteste og billigste løsning. Problemet er, at man ikke nødvendigvis får en særlig interessant natur, hvis man stopper alle menneskelige påvirkninger på afgrænsede områder. Der vil ikke findes (og antagelig ikke være plads til) større planteædere og rovdyr. Artsrige enge og overdrev og artsfattige moser vil gro til, tidligere indslæbte arter som bjørneklo, provençalsk gyvel og rynket rose vil sprede sig, egen vil blive udkonkurreret osv.
- Sådan som det vil blive, hvis mennesker fjernes fra alle omkringliggende områder. Et helt afgørende problem er naturligvis, at det vil det være svært at få opbakning til. Ejrnæs et al. påstår ganske vist frejdigt, at de fleste mennesker foretrækker umanipulerede økosystemer frem for kunstige,⁷³ men det kan vist allerhøjest gælde, når det drejer sig om afgrænsede områder. Ellers har mennesker i hvert fald handlet stik imod egne ønsker i årtusinder.

To af de væsentligste påvirkninger, som menneskenes tilstedeværelse har forårsaget, er anvendelsen af større områder til landbrug, skovbrug og forskellige former for anlæg og bebyggelse, og fjernelsen af en række af de større dyr. Den første indvirkning har betydet, at der kun er et ret begrænset areal, der ikke på en meget håndfast måde er præget af menneskelig virksomhed. I Danmark drejer det sig om et sted mellem 10 og 15 procent, afhængig af hvad man medtager. Hvis man ønsker at bevare en forskellighed af de økosystemer eller naturtyper, som ville optræde uden menneskenes tilstedeværelse, på dette begrænsede areal, vil det være nødvendigt at gribe ind med forskellige typer af pleje.

Behovet for plejeforanstaltninger forstærkes ved fjernelsen af en række større dyr, der antagelig – dette er som sagt fortsat kontroversielt – tidligere har optrådt med betydelig indflydelse, bl.a. ved at begrænse trævæksten. Bevarelsen af en diversitet af ”naturlige” naturtyper fordrer betydelige menneskelige ind-

⁷³ Ejrnæs et al. (2005), p. 23.

greb, bl.a. træfældning, udsættelse af større planteædere eller lignende. Det er ikke et problem, hvis man sigter på stor artsrig eller økosystemisk diversitet, men bliver hurtigt til et paradoks, hvis man insisterer på en naturlighed, der ikke inkluderer mennesker, og måske tilmed på dynamisk foranderlighed.

Relativ upåvirkethed kan dog også anvendes som kriterie, uden at man behøver basere sig på dualistiske tolkninger. Kan der argumenteres overbevisende for, at menneskelige påvirkninger ødelægger mange af de kvaliteter, vi sætter pris på at bevare, vil upåvirkethed være en god rettesnor. Argumentet er her, at menneskelige påvirkninger typisk er så voldsomme, pludselige, uregelmæssige og i det hele taget så uvanlige for de tilstedeværende organismer, at mange af dem ikke kan overleve dem.

Et andet argument er, at organismer ofte fungerer bedst på steder, der ligner oprindelsestedet, og derfor ikke kræver en særlig indsats i form af særlige bygninger, ekstra energi etc. for at overleve og reproducere sig. Upåvirkethed af mennesker er her ikke så meget en selvstændig kvalitet som en garant for tilstedeværelsen af andre værdifulde træk, herunder ikke mindst den biologiske diversitet.⁷⁴ Bagsiden ved denne mere indirekte tilgang er så, at hvis de kvaliteter, man sigter efter, faktisk fremmes af menneskelig virksomhed, så relativiseres upåvirketheden som sigtemål eller indikator. Fortalerne for den biologiske integritet vender sig da også netop af denne grund mod at anvende et selvstændigt kvalitetskriterie som biodiversitet.⁷⁵ Tilbage er så enten at fastholde dualismen med alle dens indbyggede paradokser eller at nøjes med fortællerværdien.

Meget mere enkelt og logisk tilfredsstillende er det imidlertid at acceptere, at mennesker er ligeså naturlige som alle andre organismer. Det har en afgørende konsekvens: alle henvisninger til naturlighed, naturens hensigter og naturens mål bliver selvreferentielle. Som del af naturen, tilmed så vidt vides den eneste del, der kan forholde sig til sig selv som del af naturen, er menneskenes ønsker, forestillinger og bestræbelser ikke blot en del af naturens ønsker, forestillinger og bestræbelser. De er tilmed blevet en helt afgørende faktor i den måde naturen, i hvert fald på vor egen klode, udvikler sig. Der er derfor alt mulig grund til at overveje grundigt, i hvilken retning den bør bevæge sig. At henvise til, hvad naturen tilstræber og bevæger sig i retning af, og samtidig ignorere, at den har udviklet mennesker med mål og idealer, virker ikke gennemtænkt. At tilstræbe områder, hvor mennesker ikke er dominerende, kan derimod være det, men der må gives gode grunde, hvis det skal blive et af naturens egne mål.

⁷⁴ Mange formuleringer selv hos Angermeier (2000) peger i denne retning. Den menneskelige teknologi ødelægger således ikke blot naturens jomfruelighed, men er ansvarlig for tab af biodiversitet (p. 375). Opfattelsen af, at mennesket er en del af naturen, er ifølge Angermeier uheldig, fordi den passivt tillader den fortsatte erosion af den biologiske diversitet (p. 376), osv.

⁷⁵ Angermeier & Karr (1994).

Biodiversitet som mål

Biodiversitet er som sagt et mangehovedet uhyre, der både kan optegnes og opgøres kvantitativt på en lang række måder. Opgørelse af artsantal kan afgjort være et nyttigt mål i mange tilfælde (og i mange versioner), men er det et mål på biodiversiteten selv eller alene en indikator? ”Biodiversiteten selv” er gjort af et fleksibelt materiale, der smutter ud mellem fingrene på én, bedst som man tror at have fanget den, og straks bliver til mange biodiversiteter. Diversiteter der hver især kan måles og indikeres, uden at man nødvendigvis er klar over, hvornår der er tale om en måling, og hvornår der blot er tale om indikation.

Jeg har i de forudgående kapitler og afsnit behandlet en række forskellige måder at optegne biologiske forskelligheder på; optegnelser som i mange tilfælde kan omsættes til kvantitative opgørelser. Uanset om der er tale om optegnelser eller opgørelser, så gælder det, at den måde, det gøres på, er afhængig af hensigten og dermed af de værdier og interesser, som gør optegnelserne og opgørelserne interessante. Den funktionelle diversitet er eksempelvis interessant, hvis man vil opretholde sunde økosystemer, der kan sikre en varig strøm af nyttige tjenesteydelser. Den taksiske diversitet kan bl.a. være interessant at måle, hvis man vil sikre sjældne udviklingslinier, eller hvis man skal prioritere beskyttelsesindsatsen i to eller flere i øvrigt relativt ensartede områder. β -diversiteten kan være interessant at opgøre, hvis man skal afgøre betydningen af, om et område inkluderes i et særligt beskyttelsesområde eller ej. Strukturel eller fysiognomisk diversitet kan sikre levesteder for en stor forskellighed af livsformer. Den kvalitative diversitet er til gengæld vigtig at tage højde for, hvis man har et særligt øje for den kulturelle diversitets forudsætninger, og ikke vil nøjes med en diversitet af mikroorganismer.

Tilbage står derfor den opgave at identificere de værdier, som ikke blot gør optegnelserne og opgørelserne, men de biologiske forskelligheder selv interessante. Jeg har allerede berørt emnet flere gange i det foregående, eftersom optegnelserne og opgørelserne netop er så præget af værdier og interesser. En systematisk behandling er det dog endnu ikke blevet til. Den vil blive forsøgt foretaget i afhandlingens anden del.