



DANMARKS BIODIVERSITET 2010

Status, udvikling og trusler

Faglig rapport fra DMU nr. 815 2011



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

DANMARKS BIODIVERSITET 2010

Status, udvikling og trusler

Faglig rapport fra DMU nr. 815 2011

Rasmus Ejrnæs¹
Peter Wiberg-Larsen¹
Thomas Eske Holm¹
Alf B. Josefson¹
Beate Strandberg¹
Bettina Nygaard¹
Liselotte Wesley Andersen¹
Anne Winding¹
Mette Termansen¹
Morten D.D. Hansen²
Martin Søndergaard¹
Anja Skjoldborg Hansen¹
Steffen Lundsteen¹
Annette Baattrup-Pedersen¹
Esben Kristensen¹
Paul Henning Krogh¹
Vibeke Simonsen¹
Berit Hasler¹
Gregor Levin¹

¹ Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

² Naturhistorisk Museum, Aarhus



DATABLAD

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 815
Titel:	Danmarks biodiversitet 2010
Undertitel:	Status, udvikling og trusler
Forfattere:	Rasmus Ejrnæs ¹ , Peter Wiberg-Larsen ² , Thomas Eske Holm ¹ , Alf B. Josefson ³ , Beate Strandberg ⁴ , Bettina Nygaard ¹ , Liselotte Wesley Andersen ^{1,4} , Anne Winding ⁵ , Mette Termansen ⁶ , Morten D.D. Hansen ⁷ , Martin Søndergaard ² , Anja Skjoldborg Hansen ⁸ , Steffen Lundsteen ³ , Annette Baattrup-Pedersen ² , Esben Kristensen ² , Paul Henning Krogh ⁴ , Vibeke Simonsen ⁴ , Berit Hasler ⁶ & Gregor Levin ⁶
Institutioner:	Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet: ¹ Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet, ² Afdeling for Ferskvandsøkologi, ³ Afdeling for Marin økologi, ⁴ Afdeling for Terrestrisk økologi, ⁵ Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi, ⁶ Afdeling for Systemanalyse, ⁸ Overvågnings-, Forsknings- og Rådgivningssekretariatet. ⁷ Naturhistorisk Museum, Aarhus.
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Januar 2011
Redaktion:	Tommy Asferg, Rasmus Ejrnæs & Anja Skjoldborg Hansen
Faglig kommentering:	Kaj Sand-Jensen, Niels Strange, Jacob Heilmann-Clausen, Hans Henrik Bruun & Morten Elmeros
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Vi undersøger i denne rapport, om Danmark har nået EU's mål om at standse tabet af biodiversitet ved udgangen af 2010. Undersøgelsen gennemføres for skov, kyst, græsland/hede, mose/eng, søer, vandløb, hav, agerland og det urbane landskab. For hvert af disse ni økosystemer er udvalgt mellem 10 og 20 elementer, som tilsammen repræsenterer de truede arter, levesteder og processer i økosystemet. I alt vurderes udviklingen af 139 elementer af biodiversitet, hvoraf 47 % er i tilbagegang, 25 % er stabile eller i fremgang og 28 % har ukendt udvikling. For hvert økosystem fremlægges baggrunden for udviklingen i form af en status for biodiversiteten og en gennemgang af truslerne. Genetisk og mikrobiologisk diversitet er vigtige for den samlede biodiversitet, men det er endnu ikke muligt at vurdere udviklingen. Biodiversitet har stor værdi for samfundet, men en gennemgang af de eksisterende studier viser, at værdien afhænger af hvordan man spørger. Rapporten viser, at der er behov for målrettet handling og bedre viden, hvis tabet af biodiversitet skal standses.
Emneord:	Skov, kyst, græsland, overdrev, hede, eng, mose, sø, vandløb, hav, agerland, by, urban, naturbeskyttelse, naturforvaltning, artsdiversitet, naturværdi, genetik, mikrobiologi, velfærdsøkonomi
Produktion/layout:	Juana Jacobsen og Kathe Møgelvang, Grafisk Værksted, DMU
Forsidefoto:	Kejserkåbe. Jens Kristian Overgaard
ISBN:	978-87-7073-218-5
ISSN (trykt):	0905-815X
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Papirkvalitet:	Cyclus Print
Tryk:	Rosendahl Schultz Grafisk A/S. Miljøcertificeret (ISO 14001) og kvalitetscertificeret (ISO 9002)
Oplag:	500
Sideantal:	152
Forhandles af:	Aarhus Universitetsforlag Langelandsgade 177 8200 Aarhus N www.unipress.dk
Pris:	Kr. 150,- (inkl. 25 % moms). Ved køb af klassesæt á min. 10 stk. ydes 25 % rabat
Internetversion:	Rapporten samt tilhørende appendiks er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR815.pdf og http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf I rapportens appendiks kan man se hvilke metoder som er anvendt (App. 1) og vurderingen af de enkelte arter (App. 2).



INDHOLD

Forord 5

Sammenfatning 7

Indledning 15

Kapitel 1 Koncept og metode 19

Kapitel 2 Skov 23

Kapitel 3 Kyst 33

Kapitel 4 Græsland og hede 45

Kapitel 5 Mose og eng 55

Kapitel 6 Søer 63

Kapitel 7 Vandløb 73

Kapitel 8 Havet 85

Kapitel 9 Agerland 97

Kapitel 10 Det urbane landskab 105

Kapitel 11 Genetisk diversitet 111

Kapitel 12 Mikrobiel diversitet 125

Kapitel 13 Velfærdsøkonomiske aspekter 133

Kapitel 14 Konklusion 145

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

FORORD

Henrik Sandbech

Naturens mangfoldighed er på retur overalt i verden. Arter uddør med unaturlig høj hastighed, fordi mennesket i stigende grad lægger beslag på klodens resurser. Bekymringen for tabet af biodiversitet har ført til biodiversitetskonventionen og til 2010-målet om at standse tabet af biodiversitet. Målet blev ikke nået, og derfor satte verdenssamfundet nye mål og nye tidsfrister på FN's Biodiversitetskonference i Japan i 2010.

Biodiversitet er et af DMU's væsentlige faglige indsatsområder. Denne rapport er blevet til i et samarbejde mellem alle DMU-afdelinger med afsæt i et tværgående vidensforum for biodiversitet. Det såkaldte 2010-mål om at standse tabet af biodiversitet er et af de allervigtigste mål i den danske naturpolitik. Da Miljøministeriet valgte at basere sin evaluering af 2010-målet på indikatorarbejdet i EU's Miljøagentur vurderede DMU at der med så bred en tilgang var en væsentlig risiko for at miste fokus og ikke få evalueret de dele af biodiversiteten, som er særligt sårbare og i risiko for at forsvinde. Derfor valgte vi i foråret 2010 at igangsætte en videnskabeligt baseret evaluering af 2010-målet.

Biodiversitet er ekstremt omfattende, og der eksisterer ingen faste standarder for hvordan, man måler tabet af biodiversitet. Set i dette lys er rapporten ikke kun den første videnskabelige vurdering af tabet af biodiversitet i Danmark, men også starten på at udvikle en metode til at måle tabet af biodiversitet.

Når man læser rapporten får man indtryk af at biodiversitet er et forsømt indsatsområde. Selv om Danmark er et af verdens rigeste lande, bliver naturen stadig fattigere, generation for generation. Rapporten viser, at vi ikke bare mangler vilje, men også i betydeligt omfang viden, hvis vi skal kunne løfte den store opgave det er at standse tabet af biodiversitet. Men rapporten peger også på arter, naturtyper, økosystemer og processer, som kunne være oplagte mål i en prioritering af de kommende års indsats for Danmarks natur.

Der er grænser for vækst, og et af de steder grænsen viser sig først er når naturen omkring os bliver fattigere, fordi der ikke længere er plads til de sårbare arter af fugle, frøer og fisk. Dette tab har sjældent direkte konsekvenser for vores levestandard, men ingen kender de langsigtede konsekvenser. Her og nu er konsekvensen dog, at vores natur bliver fattigere på planter, svampe og dyr, og at dette udgør et tab af velfærd og livskvalitet. Hvis vi skal blive den første generation af danskere, som ikke giver en fattigere natur videre til vores efterkommere, så er det nu der skal handles, og det bliver et langt sejt træk som kræver mod, vilje og bred politisk opbakning.

Med den omfattende videnskabelige dokumentation, som her præsenteres på en letlæselig og overskuelig form, er der tilvejebragt et centralt fagligt grundlag for de kommende års strategier og handlingsplaner på biodiversitetsområdet.

Miljøministeren har varslet en national strategi for biodiversitet som opfølgning på den internationale aftale der blev indgået i Japan. Denne FN-aftale har givet os 10 år mere, men i lyset af den herskende politiske dagsorden om økonomisk vækst, kan vi ikke læne os tilbage. Biodiversiteten vil fortsætte sin tilbagegang, hvis ikke vi handler nu. Indsatsen skal være målrettet, evidensbaseret og langsigtet. Det bliver den først, den dag natur og biodiversitet bliver skrevet ind i et regeringsgrundlag på lige fod med andre vigtige målsætninger for velfærdssamfundet.



SAMMENFATNING

Rasmus Ejrnæs,
Peter Wiberg-Larsen,
Thomas Eske Holm,
Alf B. Josefsson,
Beate Strandberg,
Bettina Nygaard,
Liselotte Wesley Andersen,
Anne Winding,
Mette Tormansen &
Anja Skjoldborg Hansen

Biodiversitet er betegnelsen for mangfoldigheden i alt levende. Biodiversitet er således antallet af forskellige frøer og tudser i vandhullet, fugle på himlen, sommerfugle i engen, laver i klitterne og svampe i skoven. Biodiversitet er også arternes levesteder: Fiskenes søer og vandløb og billernes hule træer. Biodiversiteten bliver til i en stadig vekselvirkning mellem arterne og deres omgivelser. Derfor er processerne en vigtig del af biodiversiteten: Biernes bestøvning af blomsterne, krebsdyrenes gravearbejde i havbunden, stormens raseri i skoven og ved kysten og grundvandets udsivning i moserne.

Unaturligt hurtig uddøen

Man kender i dag 1,7 millioner forskellige arter af dyr, planter, svampe og mikroorganismer på jorden (Anon. 2010), men det virkelige tal vurderes at være mange gange højere. Alene herhjemme i Danmark rummer internetsiden **allearter.dk** en liste med mere end 22.000 arter, og listen mangler stadigvæk at blive opdateret med artsrige grupper af planter, svampe og mikroorganismer. Antallet af arter på jorden i dag er dog kun få procent af det antal arter, som har eksisteret på et eller andet tidspunkt (Raup 1994). Det skyldes, at arter uddør helt naturligt i evolutionens løb og bliver erstattet af nye arter. Denne uddøen sker hele tiden, normalt ganske langsomt. Men fem gange i jordens historie er en stor del af arterne forsvundet ganske brat i forbindelse med globale katastrofer i form af meteornedslag, voldsom vulkansk aktivitet, ændringer i atmosfære og klima og lignende. Efter disse katastrofer har naturen, som Fugl Fønix, med stor "opfindsomhed" befolket kloden på ny. Faktisk ville det ikke have været muligt at skrive og læse disse linjer, hvis ikke dinosaurerne var gået til grunde ved den femte masseuddøen for ca. 63 millioner år siden. Det gav nemlig plads til udviklingen af pattedyrene, og dermed også mennesket.

I dag befinder vi os i en situation, som kan sammenlignes med de fem tidligere globale katastrofer. Arter uddør i dag med en hastighed som er 100-1.000 gange større, end man skulle forvente i en stabil geologisk periode, som den vi lever i. Denne gang skyldes arternes uddøen dog ikke et fysisk eller kemisk fænomen, men derimod at mennesket har bemægtiget sig klodens plads, energi og råstoffer for at give plads til en stadigt voksende befolkning. Der er endnu en vigtig forskel mellem tidligere epokers masseuddøen og den, vi selv er årsag og vidne til nu: De fem tidligere udmærkede sig ved at frigive plads til ny evolution. Vores masseuddøen er kendetegnet ved, at vi mennesker optager mere og mere plads på bekostning af alle de arter, som vi ikke selv bruger eller fremmer i landbrug, skovbrug, havbrug og byer. Vi levner altså hverken plads til eksisterende arter eller til ny evolution.

2010-målet

Den stigende bekymring over tabet af biodiversitet blandt forskere, politikere og befolkning har ført til vedtagelsen af en række konventioner, aftaler og direktiver med det formål at passe bedre på naturens mangfoldighed og forhindre, at arter uddør. Blandt de vigtigste globale aftaler er FN's biodiversitetskonvention fra 1992. Som en udløber af denne konvention vedtog FN i 2002 et mål om at nedsætte den hastighed som biodiversiteten forsvinder med inden 2010. Forinden havde EU imidlertid vedtaget det endnu mere ambitiøse mål om at standse tabet af biodiversitet helt inden 2010.

En gammel træruin. Sjusket ser det ud, men det er et af skovens rigeste og sjældneste levesteder.

Foto: Peter Wind.

Hvis succes skal vurderes efter, om målet nås, må 2010-målene betragtes som fiaskoer. Næsten alle lande, som har underskrevet målene, har indset, at de ikke har nået dem. Det gælder også for Danmark, som i den 4. landerapport til FN's sekretariat for biodiversitetskonventionen konkluderede, at målet ikke var nået. På den anden side kan man også betragte fiaskoen som en ny mulighed. En grundig evaluering af, hvor langt man er fra at nå målet, kan nemlig være et godt udgangspunkt for fremtidige mål og indsatser, der virker.

Der er ikke tidligere gjort noget videnskabeligt forsøg på at vurdere, om 2010-målet er nået i Danmark. De grønne organisationer udgav imidlertid en grundig rapport i 2010, som gennemgår de vigtigste grupper af arter i Danmark og deres levevilkår og udvikling. Rapporten konkluderede, at målet om at stoppe tabet af biodiversitet endnu ikke er nået (Meltøfte 2010). Miljøministeriet har valgt at basere evalueringen på indikatorarbejdet i EU's Miljøagentur. Der er indtil videre indsamlet data for 15 indikatorer, som spænder fra almindelige fugle over arealet af naturtyper og økologisk jordbrug til husdyrenes genetiske diversitet og omfanget af naturvejledningen. Med så bred en tilgang er der en væsentlig risiko for at miste fokus og glemme at få evalueret de dele af biodiversiteten, som er særligt sårbare og i risiko for at forsvinde.

Hvordan har vi vurderet biodiversiteten?

I arbejdet med denne rapport har vi forsøgt ud fra videnskabelige kriterier at vurdere, om tabet af biodiversitet er standset i alle de økosystemer, som findes i Danmark. For hvert økosystem har vi valgt elementer, som tilsammen repræsenterer artenes diversitet og de vigtigste naturlige levesteder og processer. For arterne har vi eksempelvis vurderet truede svampe i skoven, planter i vandløbet og fugle på havet. For levestederne har vi eksempelvis vurderet arealet med næringsfattigt græsland, udtørrende vandhuller og blåmuslingebanker. For processerne har vi vurderet de store dyrs græsning i moserne, brande i skoven og havets erosion ved kysten. Vi har fokuseret undersøgelsen på elementer af biodiversitet, som er sårbare over for menneskelige påvirkninger. Det giver nemlig efter vores opfattelse ingen mening at evaluere almindeligt forekommende arter, levesteder og processer. Disse kan være i fremgang, fordi de trives med menneskets aktiviteter, men deres fremgang kan ikke opveje, at mindre almindelige arter forsvinder. De almindelige arter er ofte de samme, der forekommer alle steder, hvor mennesket dominerer. De truede arter, som forsvinder når mennesket dominerer, er ofte forskellige mellem lokaliteter, regioner og lande. Det er ud fra samme tankegang, at EU's naturbeskyttelsesdirektiver netop vælger at målrette beskyttelsen og forvaltningen mod de truede arter og levesteder.

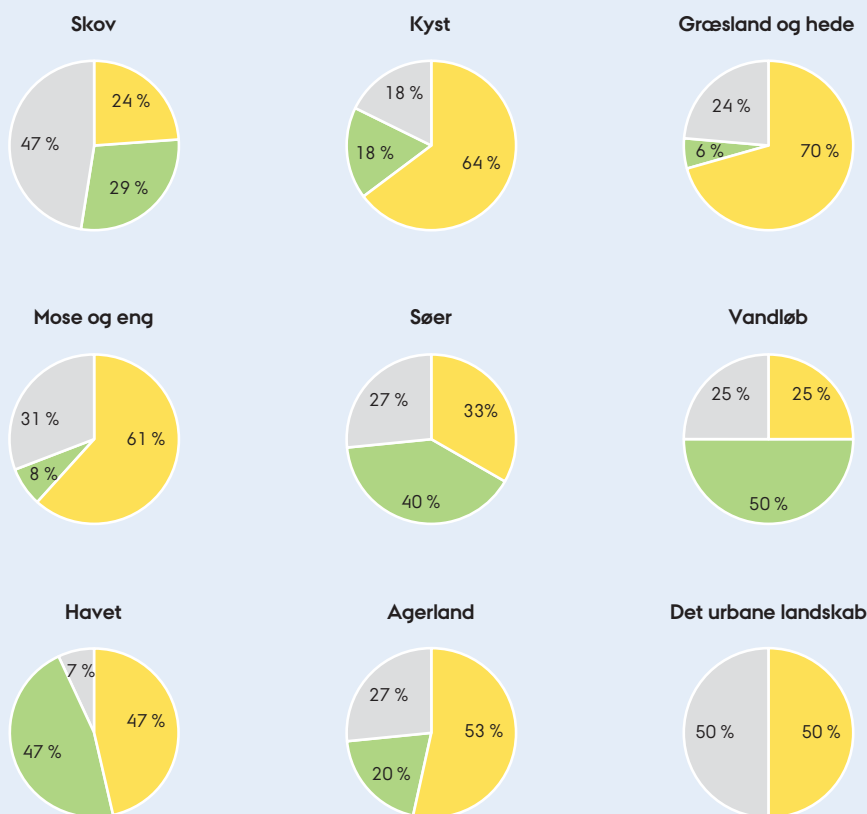
Der findes tusinder af truede arter, og i princippet har hver art sit særlige foretrukne levested og fremmes af en særlig kombination af processer. Derfor har vi naturligvis været nødt til at foretage en udvælgelse af, hvilke arter, levesteder og processer der skulle indgå i analysen. Vi har gjort os umage med for hvert økosystem at vælge arter, levesteder og processer, som tilsammen repræsenterer økosystemets samlede biodiversitet. Hvis et af de valgte elementer er i tilbagegang, betyder det, at tabet af biodiversitet i økosystemet ikke er standset endnu. Jo flere elementer, som stadig går tilbage, jo større vil opgaven være med at standse tabet af biodiversitet.

Hvad har vi fundet?

Vi har undersøgt udviklingen i tilsammen 139 elementer af biodiversitet i de ni økosystemer, fordelt på 65 arter eller artsgrupper (i alt mere end 600 arter), 43 levesteder og 31 processer. Af disse er 47 % i tilbagegang. Der er ingen af de ni undersøgte økosystemer, hvor tabet af biodiversitet er standset.

Der er dog forskel på, hvor galt det står til i de ni økosystemer, og der er stor forskel på de enkelte elementer. For nogle artsgrupper og levesteder er tilbagegangen standset, eller der er ligefrem tale om en fremgang. For andre er tilbagegangen stadigvæk omfattende, og nogle arter er i stor risiko for at forsvinde. Desuden er der stor forskel på, hvor god vores viden er om de forskellige elementer af biodiversitet.

Figur 1. Andelen af alle vurderede elementer i tilbagegang (gul), fremgang/stabil (grøn) og ukendt udvikling (grå) for de ni økosystemer.



Skov



Foto: Rasmus Ejrnæs.

Selvom ingen har talt arterne sammen, anser man normalt skoven for at være det artsrigeste økosystem i Danmark. Det er i hvert fald skovene, som er klart hyppigst angivet som levested for de arter, som er truede og sårbare. Mange truede arter lever i gamle træer og dødt ved, og mange er knyttet til skovlysninger og skovenge. Vi vurderer, at der stadigvæk er en stor tilbagegang blandt truede biller, som lever i dødt ved, blandt dagsommerfugle som lever i skovenge og lysninger, og blandt laver som vokser på træernes stammer. Larverne foretrækker gamle, langsomt voksende træer, og de kræver lys og høj luftfugtighed. De nævnte arter er alle truet af moderne skovdrift.

Der er meget få skove i Danmark, hvor der ikke drives intensivt skovbrug. Alligevel vurderer vi, at en række levesteder knyttet til mere naturlige skove er i fremgang. Det skyldes en kombination af, at tilstanden er meget dårlig, og at statsskovene udvikler sig mod en mere naturlig skovdrift. Det er positivt, men samtidig er det uklart, om indsatsen er ambitiøs og målrettet nok til at redde de truede arter fra at uddø. Desuden er fremtidsudsigterne stærkt usikre, da mange af skovens truede levesteder ikke er beskyttet af lovgivningen på tilsvarende vis som de lysåbne naturtyper.

Vores viden om artsgrupper som insekter, svampe og jordbundsdyr er utilstrækkelig til at foretage en sikker vurdering af udviklingen i biodiversiteten. Tilsvarende mangler vi viden om flere af de vigtige levesteder og processer i skoven.

Kyst



Foto: Tine Nielsen.

Kysterne er Danmarks mest betydningsfulde bidrag til biodiversiteten i et internationalt perspektiv. Her finder vi klitter, strandenge og kystdynamik, som man ikke finder mange steder i Europa. Samtidig hører kysterne til den mest uberørte natur i Danmark, fordi store strækninger er undsluppet kultivering og bebyggelse. Ud af ni evaluerede artsgrupper er syv i tilbagegang. Værst ser det ud for ynglefugle, løbebillen, padder og rensdyrlaver. Fælles for mange af arterne i tilbagegang er, at de kræver naturlig dynamik ved kysten, både hvad angår havets og vindens slid på kysten og vandets fri bevægelighed. Samtidig lider mange arter under tilgroningen ved kysten som følge af næringsbelastning og ophørt græsning. Græsningen er en blandt mange naturlige processer, som er med til at opretholde biodiversiteten, og selvom græsningen i tusinder af år hovedsageligt har været praktiseret af landmandens køer, heste og får, regner vi stadigvæk græsning for en naturlig proces i denne rapport, da processen tidligere blev varetaget af vilde dyr.

Bart sand, våde lavninger og en lav, åben plantevækst er blandt de levesteder, som mangler, for at arterne kan trives. På positivsiden tæller, at gråsæl og spættet sæl trives, og at indholdet af kvælstof i rensdyrlaverne er faldende. Der er imidlertid store videnshuller, hvad angår udviklingen i kysternes dynamik og vandets kredsløb, og de fleste arter kan kun vurderes ud fra ekspertudsagn.

Græsland, hede, eng og mose



Foto: Henriette Bjerregaard.

Græsland/hede og eng/mose ligner hinanden ved at være næringsfattige, lysåbne økosystemer, som forudsætter tilbagevendende forstyrrelser såsom græsning, brand eller oversvømmelser for ikke at gro til med træer. Naturtyperne har været i stor tilbagegang de sidste 200 år, fordi landbruget med stor succes har drænet, opdyrket og gødsket de lysåbne naturtyper. Arterne fra græsland og enge var indtil for 100 år siden også almindelige i agerlandet, men ingen af disse arter kan trives i nærheden af nutidens intensivt dyrkede marker. Biodiversiteten er derfor stadigvæk i tilbagegang i begge økosystemer. Blandt de undersøgte arter finder vi i dag den største tilbagegang for torbister, løbebillen, dagsommerfugle og vokshatte i græsland/hede og edderkopper i moser. Tilbagegangen skyldes især ophørt græsning, som medfører tilgroning med høje urter og vedplanter, og som fjerner fødegrundlaget for de gødningslevende biller. Tilbagegangen skyldes antageligt også, at de tilbageværende naturområder er så små og isolerede, at arternes få og små bestande forsvinder i ugunstige år uden chance for at vende tilbage til lokaliteten igen. Arealet af græsland, hede og mose er i stadig tilbagegang, og det samme gælder arealet med næringsfattig natur og græsset natur. Eneste lyspunkt er fremgang i antallet af lyngarter og lyngplanternes dækningsgrad i hede og græsland samt stabilitet

i næringsbelastningen af mose og eng. Begge vurderinger er dog baseret på tal fra overvågningsstationer, som er i en bedre naturtilstand end landsgennemsnittet. Udviklingen af de sjældne arter kan typisk kun vurderes på grundlag af ekspertudsagn, og mange af processerne er vurderet som ukendte på grund af manglende viden. For mose/eng er der mangel på relevant viden om tilstand og udviklingen i vandkredsløb og afvanding ved dræning og vandindvinding.

Søer og vandløb



Foto: Lars Iversen.

Tabet af biodiversitet er standset for de større søers vedkommende, mens det stadig går tilbage i mindre søer og i vandløb. I de små søer rammer tilbagegangen især padderne strandtudse, grønbroget tudse, løgfrø, spidssnudet frø og grøn frø. I vandløbene ser det værst ud for vandaks-arterne, som i forlængelse af 100 års tilbagegang stadig forsvinder fra danske vandløb, samt fisk og tykskallet malermusling. På den positive side har der i vandløbene været klar fremgang for mange insekter og andre smådyr samt for ørred. For de små søer er den største trussel næringsstofftilførsel fra landbruget eller fra udsætning og fodring af ænder. For vandløbene er den største trussel mod biodiversiteten snarere den omfattende fysiske forstyrrelse ved grødeskæring og oprensning af bunden, når der sker lovpligtig vedligeholdelse. Forstyrrelsen sænker diversiteten af vandplanter og ødelægger den diversitet af levesteder som vandløbet skaber, når det får lov at slynge sig frit gennem ådalen og gå over sine bredder. Vandløbene er på den vis et godt eksempel på konflikten mellem vandløbets funktion som afleder af vand fra dyrkningsjorden og vandløbets funktion som levested for dyr og planter.

På trods af mange års overvågning af søer og vandløb, er der stadig mange elementer af biodiversitet, som er ukendte. For søerne mangler vi viden om biller og andre smådyr samt om udviklingen i antallet af udtørrende vandhuller, og for vandløbene mangler vi viden om mængden af dødt ved i vandløbene, mudderflader og vandløbenes naturlige dynamik i ådalen.

Havet



Foto: Thomas Kjær Christensen.

Tilbagegangen i havets biodiversitet er ikke standset. Det går stadig tilbage for fisk, fugle og bunddyr. For fiskene er truslen overfiskning, og det samme gælder bunddyrene, hvis levesteder ødelægges, når fiskernes trawl trækkes hen over havbunden. Selvom udledningen af næringsstoffer til havet er faldende, er arealet af havbund, som er udsat for iltsvind, stigende, hvilket yderligere presser biodiversiteten. Blandt arter i tilbagegang finder vi også ederfugl, sortand og fløjlsand, som alle er danske ansvarsarter. Når Danmark har et særligt ansvar for disse arter, skyldes det, at vi huser en stor del af verdens samlede bestande. Tilbagegangen har flere mulige årsager, herunder øget forstyrrelse ved sejlads eller forringede føderesurser.

Havet er nok det økosystem, som vi ved mindst om, og uden en basal kortlægning af levesteder og artsdiversitet er det naturligvis meget vanskeligt at vurdere tilstanden, og i særdeleshed udviklingen, af biodiversitet i havet.

Agerland og byer



Foto: Peder Størup.

Agerlandet, vejene og byerne dækker tre fjerdedele af Danmark og er de mest intensivt udnyttede dele af den danske natur. Samtidig er det de økosystemer, som huser den mindste andel af de truede arter. Det er ikke så underligt, når man tager i betragtning, at arealanvendelsen i dag ikke efterlader meget frirum til naturlige processer. Desuden dækker agerland og byer store arealer, så de arter, som kan leve der, vil ofte være almindelige. Agerlandet har historisk været vigtigt for biodiversiteten i Danmark, hvilket kan aflæses på at mange arter som er ualmindelige eller truede, i dag har et navn, som henviser til deres historiske tilknytning til agerlandet, fx mark-firben eller mark-piber. Men markerne dyrkes i dag så effektivt, at afgrøden står tæt og høj uden åbne pletter, hvor der kunne være plads til vilde planter og dyr. Og rundt om markerne i vejkanter, markskel og levende hegn har påvirkningen med gødning og sprøjtemidler gjort sit til, at de sårbare arter er forsvundet. Vi vurderer, at biodiversiteten i det dyrkede land fortsat går tilbage, som i de seneste 100 år.

I byområder åbner der sig nye muligheder for varmekrævende arter som mark-firben, der er forsvundet fra agerlandet, men gerne indvandrer til det konstruerede landskabs ruderaer, steder med forstyrret, næringsfattig jordbund, som man finder det i råstofgrave. Det forudsætter dog, at naturen får plads, at mineraljorden ikke dækkes til med næringsrig muldjord, og at man ikke tilplanter, dyrker eller bebygger områderne. Der mangler meget viden om byernes natur, men vurderingen er, at biodiversiteten også her er i fortsat tilbagegang.

Genetik og mikrobiologi



Foto: Niels Bohse Hendriksen.

Der er mange elementer af biodiversitet, som vi ikke kender udviklingen af. Ofte er det fordi, der ikke er blevet gjort en indsats for at indsamle viden. Når det gælder genetik og mikrobiologi, skyldes det dog især, at pålidelige og effektive metoder til at måle biodiversiteten først er blevet tilgængelige i nyere tid. For mikrobiologisk diversitet har udfordringen været, at organismerne er små og ikke tydeligt forskellige i deres udseende. For genetisk diversitet gælder det tilsvarende, at generne ikke kan ses og udforskningen derfor kræver avanceret og dyr laboratorieteknik. Vores viden om genetisk diversitet og mikrobiel diversitet vokser i dag hastigt på grund af udviklingen i de molekylærbiologiske metoder. Her tæller både teknologien og prisen. Først når man relativt nemt og billigt kan kortlægge og sammenligne generne fra mange forskellige individer, kan vi danne os et overblik over diversiteten, og hvilke gener der har betydning for arternes tilpasninger til miljøet.

De senere års genetiske undersøgelser af vilde danske dyr og planter tegner et flertydigt billede. Ofte kan man se et betydeligt tab af genetisk diversitet hos arter, som har været udsat for en stor tilbagegang i bestanden. Lav genetisk diversitet findes dog også hos arter, som er naturligt isolerede geografisk, eksempelvis hvis de er indvandret i nyere tid, eller hvis de lever i udkanten af deres udbredelsesområde. Helt generelt trues den genetiske diversitet af tab af levesteder, fald i størrelsen af bestande og isolation af bestande. Hvis biodiversiteten af arter, levesteder og processer er i tilbagegang, vil man derfor forvente, at det samme gælder den genetiske diversitet.

De senere års undersøgelser af mikrobiologisk diversitet viser, at diversiteten er langt større, end man troede, før man kunne bruge molekylærbiologiske metoder. De fleste mikrobielle samfund kan udføre alle væsentlige typer af nedbrydning af organisk stof. Dette betyder dog ikke, at der ikke er forskel på mikrobielle samfund på forskellige levesteder eller lokaliteter. Tværtimod viser forskningen, at der kan være tydelige genetiske forskelle mellem de samme organismer fra forskellige lokaliteter.

Samfundsværdi



Foto: Britta Munter.

Værdien af biodiversiteten for samfundet får stadig større opmærksomhed. Naturen leverer en lang række af ydelser til menneskesamfundet. Nogle af de mest synlige er den direkte produktion af fødevarer, tømmer, klæder og medicin. Dertil kommer mere indirekte og understøttende funktioner som fx regulering af klima og vandets kredsløb, nedbrydning og fotosyntese. Endelig er der mere bløde værdier som rekreation, kulturarv og inspiration. Det er værdier, som er vanskelige at omsætte til kroner og øre. Biodiversiteten kan have betydning for en række af disse ydelser, som derfor kan være truet af et fortsat tab af biodiversitet. Der findes mange forskellige måder at opgøre værdien af natur og biodiversitet på, og resultatet vil typisk afhænge af, hvilke typer af tjenester man undersøger. Mange undersøgelser vedrører ikke specifikt den truede del af biodiversiteten, men snarere naturen mere generelt, og de goder og tjenester som naturen leverer. Denne type af undersøgelser kan derfor ikke direkte bruges til at vurdere de økonomiske konsekvenser af det tab af biodiversitet, som vi har undersøgt i denne rapport.

Danske undersøgelser viser dog, at befolkningen værdsætter en række af de økosystemer som vi har evalueret i rapporten. Det viser sig også, at det ikke kun er oplevelsen af landskabet, som har betydning for folk, men at de også sætter pris på bevarelsen af truede planter og dyr. Befolkningen har ikke altid kendskab til de sjældne og truede arter, og derfor kan viden gøre en stor forskel for oplevelsen af betydning og værdi. Når man spørger til beskyttelsen af særlige arter af sårbare eller truede planter og dyr, som forekommer i et område, viser det sig, at de udspurgte generelt er villige til at betale et højere beløb for områdets beskyttelse efter at have hørt om disse arter.

Perspektivering



Foto: Lars Iversen.

Vores undersøgelse dokumenterer, at der er meget, vi ikke ved om udviklingen i biodiversiteten. Det er klart, at man ikke kan overvåge udviklingen af alle Danmarks langt over 22.000 arter, og netop af samme grund blev der til denne undersøgelse udvalgt 139 elementer af biodiversitet. Af disse kunne 30 % vurderes baseret på data, og 70 % kun ved hjælp af ekspertvurderinger. Blandt samtlige vurderede elementer, endte udviklingen med at være ukendt i 28 % af tilfældene. Hvis man ønsker en målrettet indsats for den danske biodiversitet, er det et problem, at der mangler viden om så mange af de truede arter, levesteder og processer. En af forklaringerne på, at vi står i denne situation er, at det nationale overvågningsprogram først begyndte at omfatte natur og biodiversitet i 2004. Der vil derfor gå endnu en række år, før overvågningsprogrammet kan give mere sikre svar på udviklingen i biodiversiteten. En anden grund til manglende viden er, at der er mange arter og specielle levesteder, som ikke er beskyttet af konkrete direktiver og aftaler og derfor ikke overvåges. Denne rapport leverer derfor også et første katalog over kandidater til fremtidens overvågning af biodiversitet. Et katalog som forhåbentligt kan inspirere både den folkelige overvågning i de grønne organisationer og foreninger og den professionelle naturovervågning i offentligt regi.

Rapporten indeholder dog også megen værdifuld viden. Mange af de værdifulde data, som er præsenteret i rapporten, kommer netop fra det nationale overvågningsprogram, og flere vil komme til i den næste periode, efterhånden som overvågningen dækker et længere tidsrum. For rigtig mange af arterne, hviler vurderingen imidlertid i høj grad på viden og erfaringer fra det frivillige arbejde i naturhistoriske foreninger og blandt naturhistorikere, og dette vil formentlig også være tilfældet i fremtiden.

Ved udgangen af 2010 kan vi konstatere, at målet om at standse tabet af biodiversitet ikke er nået. Det har ikke ført til, at målet er blevet opgivet, hverken i EU eller FN, men opfyldelsen af målet er indtil videre blevet udskudt 10 år, og det har fået en lidt anden form. Efter afholdelse af FN's 10. biodiversitetskonference, COP10 i Nagoya Japan, er der således fremsat forslag om en række nye mål frem mod 2020. Selvom der denne gang er lagt op til et FN-mål, som er mere konkrete end tidligere – fx et mål om at 17 % af landarealet og 10 % af havet skal udlægges som beskyttet natur – så venter der et stort arbejde med at indføre målene i de enkelte lande, hvis de skal få den ønskede virkning. Dette mål er der da også taget højde for i FN-processen, hvor et af målene fra COP10 er, at der skal udvikles nationale biodiversitetshandlingsplaner.

Denne rapport giver et overblik over udviklingen i den danske biodiversitet. Rapporten er samtidig et katalog over biodiversitetslementer, som kan bruges i arbejdet med at opstille mål og vælge virkemidler. Vi har i rapporten udvalgt 139 elementer af biodiversitet som tilsammen skal repræsentere biodiversiteten i alle danske økosystemer. Blandt de 139 artsgrupper, levesteder og processer, vi har vurderet, er 47 % i tilbagegang, 25 % stabile eller i fremgang og 28 % har ukendt udvikling. De elementer, som er i tilbagegang i år 2010, vil kunne bruges til at sætte konkrete mål for en fremtidig handlingsplan for biodiversitet i Danmark. Man vil også kunne bruge vores liste over biodiversitetslementer til at undersøge og evaluere de nuværende virkemidler i den danske naturindsats. Ved at sammenholde indsatsen med de resultater der fremgår af oversigterne, vil man kunne vurdere, hvilke af de ting man gør for biodiversiteten, der virker, og hvilke der ikke virker efter hensigten. Desuden kan listerne måske inspirere til nye virkemidler, til støtte for de arter eller levesteder, som i dag overses i forvaltningen.

Denne rapport er det første danske forsøg på at evaluere udviklingen i biodiversiteten videnskabeligt. Der er nu mindre end 10 år til 2020, hvor det igen vil være relevant at vurdere udviklingen i den danske biodiversitet. Rapporten kan derfor ses som et led i en metodeudvikling, som forhåbentligt kan inspirere fremtidige evalueringer af udviklingen i biodiversiteten.

Litteratur

- Raup, D. M. 1994. The role of extinction in evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 91: 6758-6763.
- Anon. 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Summary Statistics for Globally Threatened Species. Table 1: Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996–2010).
http://www.iucnredlist.org/documents/summarystatistics/2010_4RL_Stats_Table_1.pdf.
- Meltofte, H (red.) 2010. Danmarks Natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. Det Grønne Kontaktudvalg.

INDLEDNING

Biodiversitet, også kaldet biologisk mangfoldighed, er den officielle betegnelse for variationen af liv på jorden, fra de mindste gener og mikrober til de største komplekse økosystemer. Biodiversitet er et ekstremt omfattende begreb og dermed vanskeligt at måle, veje og sætte på formel. Når politikerne og forskerne alligevel fokuserer på biodiversitet, skyldes det, at biodiversiteten er truet af menneskets overudnyttelse af jordens ressourcer. De bedste videnskabelige skøn lyder på, at arter i dag uddør med en hastighed, der er mere end 100 gange så høj, som den ville have været i en situation uden mennesker (Dirzo & Raven 2003, Rockström m.fl. 2009). Vor tids biodiversitetskrise er blevet kaldt den sjette masseuddøen (i Jordens historie), og mens de fem tidligere perioder med masseuddøen var forårsaget af globale naturkatastrofer, igangsat af eksempelvis jordskælv, vulkaner og meteornedfald, så er årsagen denne gang en biologisk art: Mennesket.

Biodiversitetskonventionen

Bekymringen over det uigenkaldelige tab af biologisk mangfoldighed, og de langsigtede konsekvenser det kunne få for menneskeheden, førte til beslutningen om en international biodiversitetskonvention i FN-regi, som trådte i kraft i 1993. Ifølge konventionen, er biodiversitet: "variationen i levende organismer, hvilket omfatter terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske sammenhænge som de er en del af; begrebet omfatter diversiteten inden for arter, mellem arter og inden for økosystemer" (Anon 1992).

2010-målet

EU's stats- og regeringschefer vedtog i Gøteborg i 2001 at standse tabet af biodiversitet inden udgangen af 2010. I 2002 blev det mindre ambitiøse globale 2010-mål vedtaget under det 6. møde mellem underskriverne af biodiversitetskonventionen (COP6). Det globale mål består i at opnå et betydeligt fald i tabet af biodiversiteten, men altså ikke at standse tilbagegangen helt. På den måde er EU's mål for 2010 mere præcist og mere ambitiøst. Selvom målet er præcist, er biodiversitet så altomfattende et begreb, at det alligevel ikke er så enkelt at vurdere om målet er nået.

Målet er ikke nået

På globalt plan er målet om at standse tabet af biodiversitet ikke nået. Næsten alle indikatorer peger entydigt på at biodiversiteten fortsat går tilbage i verden, og vel at mærke uden en tydelig reduktion i hastigheden (Butchart m.fl. 2010).

Der eksisterer ingen samlet vurdering af status og udvikling af biodiversitet i Danmark. Det fremgår dog af Danmarks 4. landerapport til FN's sekretariatet vedr. biodiversitetskonventionen, at 2010-målet om at standse tabet af biodiversitet ikke er nået (Anon 2010). Men selvom Danmark officielt har konkluderet, at målet ikke er nået, er der efter vores opfattelse endnu ikke gennemført en vurdering af målopfyldelsen baseret på fagligt stringente metoder. Miljøministeriet har valgt at basere evalueringen på indikatorarbejdet i EU's Miljøagentur. Der er indtil videre indsamlet data for 15 indikatorer som spænder fra almindelige fugle over arealet af naturtyper og areal af økologisk jordbrug til husdyrenes

genetiske diversitet og omfanget af naturvejledningen. Med så bred en tilgang er der dog en væsentlig risiko for at miste fokus og glemme at få evalueret de elementer af biodiversiteten, som er særligt sårbare og i tilbagegang, særligt de elementer af biodiversiteten som der ikke findes viden om.

Hvordan måler man biodiversitet?

Den mest udbredte målestok for biodiversitet er artsdiversitet, dvs antallet af forskellige arter inden for et undersøgelsesområde. Det er velkendt, at antallet af arter stiger med størrelsen af det undersøgte område. Dette skyldes dels, at det er lettere at indvandre til og overleve i store områder end i små. Det skyldes dog også, at store områder typisk vil have plads til flere forskellige typer af levesteder, som igen giver plads til flere forskellige arter med hver deres specielle tilpasninger.

Det tager dog også tid for arter at indvandre til egnede levesteder, og derfor afhænger antallet af arter også af områdets historie. I ustabile regioner med istider eller på nydannede landmasser (fx nye vulkanøer) vil der helt naturligt være færre arter end i troperne, hvor klimaet har været stabilt og gunstigt over længere tid. Af samme grund findes der også arter i Europa, som godt kunne leve i Danmark, men som endnu ikke er nået frem til os i løbet af de 10.000 år, der er gået siden sidste istid. Det er også velkendt, at der på helt lokal skala er flere arter knyttet til nogle økologiske vilkår end til andre. Eksempelvis er der i Europa, og dermed også i Danmark, langt flere arter knyttet til kalkrig jordbund end til sur jordbund. Årsagen er dels de gunstige vækstvilkår på basiske jorder, dels at basiske jorder har været fremherskende i den periode, hvor arterne er udviklet.

Artsdiversitet er altså afhængig af den geografiske skala og det historiske tidsrum, man undersøger. Man kan derfor let drage forkerte konklusioner om biodiversiteten, hvis man glemmer at tænke på skalaen, når man måler eller forvalter biodiversitet. På lille skala vil plantningen af en granskov i et klitterræn i Thy fx kunne forøge artsdiversiteten lokalt ved at tilføre en lang række planter, svampe og dyr, som er knyttet til svenske nåleskove, eller fugle, som bygger rede i høje træer eller tæt skov. På en større skala bliver det mere tydeligt, at klitter, som man finder dem i Thy, er sjældne i vores del af verden, og at bidraget til den globale diversitet fra klitterne derfor er større end bidraget fra nåletræsplantagerne. Klitplantagens diversitet i Danmark kan alligevel ikke måle sig med diversiteten i naturlige granskove i Sverige eller Tyskland.

For at understrege at nogle arter bidrager mere til biodiversiteten på større geografisk skala end andre, taler man blandt andet om hjemmehørende arter og ansvarsarter. Hjemmehørende arter er arter, som hører til i vores klimazone, og som er ankommet til Danmark uden menneskets mellemkomst. Ansvarsarter er arter vi har et særligt ansvar for, enten fordi Danmark på et tidspunkt i artens livscyklus huser mindst 20 % af den globale bestand, eller fordi der er tale om arter, som er sjældne i en global sammenhæng (Stoltze & Pihl 1998).

Vi ved ikke hvor mange arter der findes i Danmark, men der er foreløbigt registreret mere end 22.000 arter i den danske biodiversitetsportals database (www.allearter.dk), og her mangler endnu hele svamperiget, de højere planter og de fleste mikroorganismer. Med så stort et antal arter er det ikke muligt at beskytte eller overvåge alle arter lige godt. I stedet har man i stigende grad målrettet beskyttelsen mod levestederne. Nogle eksempler på lovgivning som i høj grad er målrettet mod arternes levesteder er fx den generelle danske beskyttelse af naturtyper som enge, heder og overdrev i naturbeskyttelsesloven

samt beskyttelsen af 59 danske naturtyper i EU's habitatdirektiv fra 1992. Man kan sige, at udviklingen i tilstanden, udbredelsen og arealet af levestederne hører til blandt de vigtigste indikatorer for udviklingen i biodiversiteten.

Ud over de arter og levesteder som kan kortlægges, måles og vejes, hører de processer, som skaber mangfoldigheden, også med til biodiversiteten. Det gælder fx vekselvirkningen mellem arterne, herunder fx rovdyr-byttedyr forhold (prædation), og arter der lever ved udnyttelse af andre (parasitter) eller i gensidig afhængighed (symbiose). Øvrige naturlige fysiske og biologiske processer som har stor betydning for biodiversiteten i Danmark er fx brand, oversvømmelse, storme, græsning, bestøvning, nedbrydning, spredning og artsdannelse.

Der findes aspekter af biodiversitet, hvor vores viden endnu er så ufuldstændig, at det ikke er muligt at kortlægge og overvåge udviklingen. Det gælder fx diversiteten af mikroorganismer som bakterier og mikroskopiske svampe og den genetiske diversitet inden for arterne. Vi forsøger i rapporten at beskrive, hvad mikrobiel og genetisk diversitet er, og hvordan det kan måles, men gør ikke forsøg på at vurdere udviklingen.

Denne rapports evaluering af 2010-målet

Formålet med denne rapport er at foretage en samlet videnskabelig vurdering af udviklingen i biodiversitet i Danmark netop nu for at vurdere, i hvor høj grad 2010-målet er opfyldt. For alle økosystemer vil vi vurdere, om tilbagegangen i biodiversitet er standset, men også hvor der evt. stadig kan registreres en tilbagegang. Desuden vil vi evaluere vidensgrundlaget for at foretage en videnskabelig vurdering af målet om at standse tabet af biodiversitet.

Undersøgelsen bygger på en udvælgelse og analyse af centrale biologiske elementer i ni danske økosystemer som tilsammen dækker alle arealtyper til lands og til vands. Hvert økosystem har fået sig eget kapitel. De biologiske elementer kan være arter, levesteder og processer. Analyserne af udviklingen bygger så vidt muligt på objektive data, men i mangel af data anvendes ekspertvurderinger, i det omfang dette er muligt. Vores metodiske tilgang er nærmere beskrevet i kapitel 2 om metoder til at måle udviklingen. Efter økosystemkapitlerne beskriver vi vores viden om udviklingen i genetisk diversitet og mikrobiel diversitet.

Hvilken betydning har biodiversitet for mennesker?

Interessen for biodiversitetens betydning for samfundet er steget i takt med at biodiversiteten har været i tilbagegang. Der findes mange forskellige måder at opgøre betydningen af biodiversitet på, men der er også aspekter af biodiversitetens værdi som er vanskelige eller umulige at kvantificere. Naturen leverer på den ene side nogle målbare og livsnødvendige ydelser som rent drikkevand, dyrkningsjord, recirkulering af næringsstoffer, ren luft, tømmer, fisk og jagtbart vildt. Men naturen leverer også mindre målbare størrelser som herlighedsværdi, rekreation, oplevelser, undervisning, forskning og stilhed. Endelig er der kulturelle, religiøse, spirituelle og etiske værdier knyttet til naturen. Biodiversitetens værdi kan altså, alt afhængig af perspektivet, være alt mellem ubetydelig og næsten ubegrænset. Vi giver i rapporten et overblik over værdien af biodiversiteten og de forskellige forsøg der er gjort på at sætte kroner og øre på hvad tabet af biodiversitet vil koste samfundet.

Litteratur

Anon. 1992. Convention on biological diversity. Rio de Janeiro, 5 June 1992.

Anon. 2010. Fourth Country Report to CBD, Denmark, Januar 2010. By og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet.

Butchard, S. H. M., Walpole, M., Collen, B. m.fl. 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.

Dirzo, R., Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 137-167.

Rockström, J. m.fl. 2009. A safe operating space for humanity. *Feature. Nature* 461: 472-475.

Stoltze, M. og Pihl, S. (red.) 1998: Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energi-ministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.

KAPITEL 1 KONCEPT OG METODE

Vi har i denne rapport fulgt forslaget fra FN's biodiversitetssekretariat om, at medlemslandene med fordel kan rapportere udviklingen af biodiversiteten fordelt på de væsentligste typer af økosystemer eller landskabstyper (Anon 2010): Skov, græsland/hede, mose/eng, kyst, sø, vandløb, hav, agerland og by. Disse økosystemer, som forekommer næsten alle steder i verden, findes også i Danmark, og de er tilsammen dækkende for Danmarks territorium til vands og til lands.

Der findes ingen internationalt anerkendt og vedtaget metode til fortolkning og evaluering af 2010-målet om at standse tabet af biodiversitet. I denne rapport har vi taget det udgangspunkt, at målet først er nået, når der ikke længere kan påvises væsentlig tilbagegang af biodiversitet som følge af menneskeskabte påvirkninger af naturen. Denne fortolkning tager højde for, at der naturligt forekommer processer, som kan lede til tab af biodiversitet – arter uddør naturligt, og visse levesteder går frem og andre tilbage som følge af naturlig dynamik og udvikling. Fortolkningen tager også højde for, at man altid vil kunne finde enkelte arter, som ikke trives som følge af menneskeskabte påvirkninger, fordi vi lever i et tæt befolket land. Derfor skal der være tale om væsentlige tab – eksempelvis tilbagegang for en gruppe af arter, en type af levested eller en vigtig økologisk proces. Eftersom biodiversitet afhænger af den geografiske skala, som man undersøger, vil to vigtige væsentlighedskriterier være, at de udvalgte elementer skal være hjemmehørende, og at de skal være betydningsfulde for biodiversiteten på stor geografisk skala. Hjemmehørende betyder, at elementet skal være naturligt forekommende i Danmark, og det er et nødvendigt kriterium, eftersom vi ellers skulle inddrage zoologiske og botaniske haver som steder, der huser en særlig stor biodiversitet. Kriteriet om naturligt hjemmehørende kan dog vanskeligt anvendes i agerlandet og byerne hvor levestederne er meget konstruerede og kultiverede.

Der vil altid være en risiko for subjektivitet i udvælgelsen af elementer, og derfor har vi i rapporten fremlagt grundlaget for vores analyse, så det er tydeligt, hvad vi har udvalgt som væsentligt og repræsentativt for de forskellige økosystemer og hvorfor. Ved at lave en sådan udvælgelse foretager man samtidigt et fravalg af information. Det er dog helt nødvendigt, fordi begrebet biodiversitet er så omfattende.

Koncept for evalueringen

Vi baserer vurderingen af udviklingen i biodiversiteten i hvert af de ni økosystemer på 10-20 udvalgte naturelementer fordelt på arter, levesteder og processer. Tilsammen skal disse elementer repræsentere den sårbare del af biodiversiteten i det pågældende økosystem. Hvis ikke elementerne er repræsentative, hvilket vil sige, at de tilsammen repræsenterer den følsomme del af økosystemets biodiversitet, vil analysen ikke nå til en korrekt konklusion. Risikoen ligger her i, at væsentlige organismegrupperes udvikling ikke undersøges, fordi de er blevet overset under udvælgelsen af arter, levesteder og processer.

Vi fokuserer undersøgelsen på sårbare elementer af biodiversitet, fordi det er overflødigt at undersøge udviklingen af almindelige arter, som trives i det menneskeskabte kulturlandskab. Det giver eksempelvis ikke megen mening at vurdere udviklingen af kornmarkernes bladlus eller kulturgræsmarkernes planter: Hvid-kløver, rajgræs, rød-svingel, eng-

rapgræs, eng-rottehaale og eng-svingel. De hører naturligvis med til biodiversiteten, men det er ikke dem som er i fare for at uddø, tværtimod har de haft succes på bekostning af sårbare planter i græsland og enge.

Man kan sige, at vores tilgang til evalueringen afspejler den måde, man har grebet udfordringen an på i EU. Her er indsatsen koncentreret i Fuglebeskyttelsesdirektivet og Habitattdirektivet og målrettet mod en række navngivne arter og naturtyper som er udvalgt ud fra faglige kriterier om repræsentativitet, sårbarhed og historisk tilbagegang. Det er også samme grundlæggende idé, der ligger bag IUCN's kriterier for, hvornår arter vurderes at være truede og sårbare, og det er de kriterier som er udgangspunktet for den danske rødliste over truede arter (Wind & Pihl 2010).

Det er almindeligt i denne type evalueringer, at man vælger kun at rapportere indikatorer, som man har data eller viden om. Udgangspunktet for denne rapport har imidlertid ikke været at lade tilgængeligheden af data styre valget af elementerne, men at foretage en repræsentativ vurdering af udviklingen i Danmarks biodiversitet. Om der findes data for et naturelement eller ej, er derfor kun indgået i udvælgelsen når der fandtes flere lige gode valgmuligheder. På den måde har vi tilstræbt, at evalueringen både afspejler vores viden om udviklingen i biodiversiteten og samtidig viser, hvor der mangler viden.

Vidensniveauer og sikkerhed

Som i al anden videnskab er sikkerheden i evalueringen væsentlig for udsagnskraften. I denne rapport skelner vi mellem vurderinger baseret på data og vurderinger baseret på eksperter skøn. Når der er tale om databaseret vurdering, afgøres sikkerheden af, om udviklingen kan afgøres med statistisk sikkerhed. Når det gælder ekspertvurderinger, er der altid tale om en subjektiv vurdering. Denne vurdering kan også være, at udviklingen er ukendt, hvis der ikke er noget belæg for at vurdere den som enten som stabil, positiv eller negativ. Endelig kan der være tilfælde, hvor der hverken findes tilgængelige data eller troværdige ekspertvurderinger, og i disse tilfælde, må vi også konstatere at udviklingen er ukendt.

Anvendt viden til evalueringerne

Vi har anvendt mange typer af viden i rapporten. Hvor det har været muligt har vi brugt tal fra det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA) samt amternes regionale overvågning af vandmiljøet. Der findes også væsentlige data fra de naturhistoriske foreningers databaser, atlasundersøgelser og frivillige overvågning, særligt Dansk Ornitologisk Forenings (DOF) fugletællinger. Forskningsprojekter om arter eller naturtyper har også i flere tilfælde kunnet belyse udviklingen eller årsagerne til udviklingen, ligesom de har dannet baggrund for ekspertvurderinger. Der er mange af naturelementerne, som der ikke findes egentlige målinger for. I de tilfælde har vi derfor måttet bruge erfarne eksperter, eksempelvis naturhistorikere som i årevis har indsamlet viden om forekomsten af truede arter inden for bestemte artsgrupper. Det vil typisk være naturhistorikere, som har bidraget til vurderingerne af arters truedhed i den danske rødliste. Når vi har spurgt eksperter uden for DMU om udviklingen i udvalgte artsgrupper, har vi præciseret, at frem- og tilbagegange skal ligge ud over de naturlige svingninger i arternes bestande. Vi har tilstræbt, at såvel de databaserede vurderinger som ekspertvurderingerne afspejler tendensen netop i 2010. Ændringer i artsgrupper og levesteder kan dog sjældent evalueres meningsfuldt fra år til år. Dels har vi ikke altid helt opdaterede informationer, og dels kan man ofte først skelne år til år svingninger fra trends over længere tidsrum. I praksis har vi derfor evalueret udviklingen over et forholdsvis kort tidsvindue på 5-10 år, dog om nød-

vendigt op til 20 år. For databaserede evalueringer bliver det angivet, hvilken periode der indgår i vurderingen.

Historisk baggrund

2010-målet har indbygget et paradoks: Hvis man har udryddet al biodiversitet, har man samtidig opfyldt målet, da tabet af biodiversitet jo dermed er standset. Selvom dette er en urealistisk situation, er det relevant, fordi der er mange artsgrupper i Danmark, hvor de mest følsomme arter er forsvundet fra landet for mange år siden. Violsmælder og eghjort er biller, der lever i døde træer og er beskyttet af EU's Habitatdirektiv. I den danske rødliste regnes disse to arter dog som forsvundet fra Danmark, og dermed er det lettere at opfylde 2010-målet og billigere at implementere habitatdirektivet. Men hvis hensigten med direktivet og biodiversitetsmålet skal respekteres, er det ikke hensigtsmæssigt, at arter, der allerede er forsvundet, tæller positivt i udviklingen af Danmarks biodiversitet. For at sætte udviklingstendenserne i 2010 i perspektiv har vi derfor valgt at beskrive status for biodiversiteten og den historiske udvikling i biodiversiteten som indledning til analyserne for hvert af de ni økosystemer.

Sammenfatning af evalueringen

Som beskrevet i indledningen er udgangspunktet for evalueringen af 2010-målet, at målet er nået, når der ikke længere er tilbagegang i væsentlige biodiversitetselementer. Udgangspunktet for vurderingen af udviklingen af biodiversiteten i de ni økosystemer er derfor, at hvis blot ét biodiversitetselement er i tilbagegang som følge af menneskeskabte påvirkninger, så er 2010-målet ikke nået.

Da det fra officiel side allerede inden udgangen af 2010 har været konkluderet, at 2010-målet ikke er nået for Danmark, er det måske mere interessant, hvor langt vi er fra at nå målet, og om vi har det nødvendige vidensgrundlag for at lave en evaluering. Derfor vil vi give en mere nuanceret beskrivelse og sammenfatning, der viser, hvor det går fremad, og hvor der stadig kan ses en tilbagegang i biodiversiteten, og redegøre for vores vidensgrundlag for at kunne vurdere udviklingen i biodiversiteten.

Rapportens opbygning

Først gennemgår vi biodiversiteten i de ni danske økosystemer med fokus på arter, levesteder og processer. Vi starter med de naturlige økosystemer på landjorden, dernæst ferskvandssystemerne og havet og endelig de stærkt ændrede økosystemer i agerlandet og byerne. Efter denne gennemgang følger to kapitler, som beskriver vores nuværende viden om mikrobiel diversitet og genetisk diversitet. Dernæst følger et kapitel om biodiversitetens samfundsøkonomiske værdi og endelig et kapitel, som perspektiverer resultaterne af rapportens evaluering af biodiversitetens udvikling i Danmark. I rapportens tilhørende appendiks på internettet (<http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>) kan man se hvilke metoder som er anvendt (App. 1) og vurderingen af de enkelte arter (App. 2).

Litteratur

- Anon. 2010. Fourth Country Report to CBD, Denmark, Januar 2010. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet.
- Wind, P. & Pihl, S. (red.) 2010. Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]-. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010).



KAPITEL 2 SKOV

Rasmus Ejrnæs &
Bettina Nygaard

Skovens økosystem omfatter områder domineret af høje træer. Skove forekommer ikke på saltpåvirket jordbund i Danmark, men på alle øvrige jordbundstyper. Med til skovene regner man også mindre, lysåbne områder i skoven, som bliver holdt åbne ved fx græsning, høst og brand, eller som ligger omkring skovmoser og skovsøer. Trægrupper i parker, alléer eller græsland og hede medregnes under andre økosystemer.

Hvor forekommer skov?

Skov forekommer i alle danske landskaber undtagen strande og strandenge langs kysterne, og skov ville være det dominerende økosystem uden menneskets indgriben. I dag dækker skovene godt 12 % af landarealet, og mere end halvdelen af skovarealet er dækket af nåletræsplantager. Løvskov dækker 43 % af skovens areal, og dertil kommer en mindre andel af blandet skov. I denne rapport fokuserer vi på skov af hjemmehørende træarter. Plantagerne af indførte arter bidrager ikke væsentligt til biodiversiteten på en lidt større skala, selvom de vil bidrage til biodiversiteten lokalt. Næsten al hjemmehørende skov er løvskov i Danmark – skovfyr og ene er de eneste betydende nåletræer i Danmark, som kan betragtes som naturligt hjemmehørende.

Langt de fleste nuværende danske skove har været drevet som skovbrug gennem lang tid. Det betyder at træerne ofte er plantet, og at opvækst af uønskede arter er ryddet bort. Derfor fremtræder skovene ofte som en mosaik af skarpt afgrænsede bevoksninger med en enkelt dominerende træart – bøgeskov, egeskov, askeskov, rødgran-skov osv.

Skovene forekommer ved de fleste grader af fugtighed, næringsstoffer og surhedsgrad. I de mere naturlige skove varierer sammensætningen af skoven med de økologiske vilkår. Langs søer og vandløb kan der udvikles smalle skovbælter (galleriskove), sumpskove og birkemoser af rødell, ask og arter af pil og birk. På tørre skrænter eller klitter kan der udvikles kratkov af eg med indslag af skovfyr, tjørn, skovæble, almindelig røn, hassel, ene, slåen, havtorn og gyvel. På mere kalkrig jord kommer ask og elm tilsammen med en underskov af tjørn, skovæble, hassel, benved, kvalkved, rød kornel og vrietorn. I områder med fremvældende grundvand vokser ask og rød-el. I frodige østdanske løvskove dominerer bøg, men der indgår også avnbøg, skov-elm, småbladet lind, navr, spidsløn, ahorn og sjældne arter som skærm-elm og småbladet elm. På sur og sandet bund er almindelig gedebled ofte den dominerende lian, mens denne rolle overtages af vedbend på kalkrige jordtyper.

Skovens natur

Skoven er det økosystem, som indeholder flest arter og også flest af de arter, der er opført som truede på den danske rødliste (Ejrnæs 2009a). Som i de fleste andre økosystemer er først de hvirvelløse dyr og dernæst svampene de mest artsrige grupper og også de grupper, hvor man finder flest truede arter. Men skoven er også vigtigt levested for mosser, laver, højere planter, fugle og pattedyr.

Skovøkosystemet kan godt eksistere, uden at der regelmæssigt sker forstyrrelser. Faktisk kan forstyrrelser som storme, oversvømmelser, brande og hård græsning føre til, at træerne vælter, går ud eller ikke forynger sig. Alligevel er forstyrrelserne vigtige processer, som

I den urørte skov er der 25 gange så meget dødt ved som i den dyrkede skov. Her parti med væltede stammer fra Suserup Fredsskov på Midsjælland.
Foto: Rasmus Ejrnæs.

medvirker til at opretholde skovenes biodiversitet (Ejrnæs 2009b). Når træer svækkes eller går ud, efterlades dødt ved, som udnyttes af en lang række arter hvis levevis er knyttet til nedbrydningen af det døde ved. Det gælder især svampe og biller, men også de hvirvelløse dyr, som lever af svampenes frugtlegemer, og de fugle, som lever af insekterne (Brun m.fl. 2009). Endelig er hulrum og sårskader på træerne vigtige leve- og opholdssteder for både hvirvelløse dyr, skovmår, flagermus og fugle, der bygger deres rede i hule træer. Forstyrrelser er også med til at skabe lys i den ellers tætte, skyggede skov. Lys og varme er kritisk for de mange varmekrævende insekter, som i Danmark forekommer på nordgrænsen af deres europæiske udbredelse. Lys er også vigtigt for de øvrige planter, der er knyttet til overgangen mellem skygget skov og lysåben eng, mose, hede eller overdrev.

Mange arter af mosser og laver lever på træernes stammer og grene, og de trives optimalt ved en kombination af lys og konstant høj luftfugtighed, som man kan finde inde i skovene. Disse såkaldte epifytter trives hverken i store skovrydninger, som skaber udtørring, eller i tætte mørke plantager, som er optimeret til skovbrugets produktion af rette stammer til tømmer.

Udviklingen af jordbunden i skovene er meget kompleks. Den afhænger både af jordens sammensætning, det lokale klima, jordfugtigheden og af de dominerende plantearter. Hvis der er dårlige vilkår for jordbundsdyr og bakterier, dannes der typisk såkaldt morbund. I morbunden ophobes delvist omsat organisk materiale, som især nedbrydes af svampe frem for bakterier. Er der derimod gode vilkår for jordbundsdyrene, dannes muldbund med god omsætning af næringsstoffer og opblanding af jorden. Træerne påvirker jordbundsdannelsen gennem egenskaberne af deres visne løv, deres optag af næringsstoffer fra jorden og deres symbiose med svampe, såkaldt mykorrhiza. Jorden kan være naturligt rig på kalk og ler, som effektivt modvirker forsuring og fremmer dannelse af muldbund. Eller jorden kan være naturlig kalkfattig og sandet og dermed i højere grad udsat for udvaskning, forsuring og dannelse af morbund. Høj solindstråling modvirker forsuring, mens stærk udtørring i forblæste skovkanter modvirker dyrenes og bakteriernes nedbrydning af løv, så der dannes morbund. Et varmt, fugtigt miljø, hvor der vokser buske og træer med løv, der let kan nedbrydes, fremmer derimod dannelsen af muldjord med en effektiv omsætning og genbrug af næringsstoffer mellem jord og træer. Særlige blandinger af muld og mineraljord findes på skrænter, hvor erosionen med mellemrum fører til en opblanding af jorden.

Det kan tage hundredvis af år at danne nogle af de specielle jordbundstyper, som findes i skovene, og det kan tage ligeså lang tid, før de højt specialiserede samfund af jordbundsdyr, svampe og bakterier finder frem til det nye levested. Vores viden om processerne og diversiteten i jorden er endnu meget ufuldstændig, og dette gælder desværre også vores forståelse af, hvordan udnyttelsen af skovene i det moderne skovbrug påvirker processerne i jordbunden. Nogle af de indgreb, som man må formode spiller en rolle, er: Fjernelse af dødt træ, dræning, plantning af nåltræer, borthugning af uønskede buske og træer, harvning af jordbunden samt kørsel med tunge maskiner.

I et internationalt perspektiv

På større geografisk skala er de danske skove ikke enestående. Kun 1,4 % af skovarealet er fredet, urørt skov (Ejrnæs 2009a), og langt hovedparten af de danske skove er meget påvirkede af skovbrugets afvanding, plantning, fældning og udrensning af uønskede arter. Hvis man skal pege på et internationalt bevaringsværdigt element af biodiversitet i danske skove, kunne det være de danske kystskove, hvor erosion, trykvand og det milde

kystklima alle bidrager til at skabe meget specielle vækstbetingelser. Specielle danske kystnære løvskove finder man eksempelvis i Østjylland på Trelde Næs ved Fredericia, Vosnæs og Ruggård på Djursland og ved Møns Klint. Det er derfor vurderingen, at arealet med tempereret løvskov på erosionsprægede og/eller vældprægede kystskrænter er væsentligt i et internationalt perspektiv.

Selvom danske skove ikke er enestående i et internationalt perspektiv, findes der 10 danske skovtyper, som er beskyttet af EU's habitatdirektiv, fordi de vurderes at være truede i vores del af Europa generelt. Der er også en række arter, som er beskyttet af habitatdirektivet, og som har skovene som vigtigt levested. Det gælder fx hasselmus, skovmår, mange arter af flagermus, billerne eghjort, eremit, violsmælder, sommerfuglene hero-randøje og mnemosyne, planterne fruesko og arter af ulvefod, mosserne grøn buxbaumia, hvidmos og rogers furehætte. Arterne er typisk enten knyttet til gamle hule træer og dødt ved eller til lysninger i skovene og skove med lys nok til udvikling af en artsrig underskov af lave buske og urter. Flere af arterne antages dog at være forsvundet fra Danmark. På EU's fuglebeskyttelsesdirektiv finder man arter som sort stork, hvinand (som yngler i hule træer), mosehornugle, sortspætte, hvepsevåge, rød glente, havørn og kongeørn.

Status og historisk udvikling

Bevaringsstatus for de 10 danske skovtyper som er omfattet af habitatdirektivet blev generelt vurderet som gunstig i 2007 (Søgaard m.fl. 2008). Den positive vurdering afspejler dog, at mængden af gamle træer og dødt ved ikke tæller afgørende med ved vurderingen af bevaringsstatus, og den er derfor blevet kritiseret af eksperter for ikke at give et retvisende billede af biodiversitetens tilstand (Bruun m.fl. 2009).

De danske skove skiftede afgørende karakter med indførelsen af fredsskovsforordningen i 1805. Ordet fredsskov leder i dag tankerne hen på naturfredning, men formålet var at sikre en langsigtet og stabil produktion af gavntræ. Forordningen satte et skarpt skel mellem skove og åbent land (skovgærdet) og medvirkede til, at produktionen af tømmer blev fremtidssikret ved at afskaffe bøndernes overudnyttelse af skovene til græsning og indsamling af brænde. På den anden side medførte forordningen, at megen skov gik tabt, især de brede overgange mellem lysåben natur og skov. Det skete både i forbindelse med fordelingen af de daværende skove til private ejere og ved fredsskovenes afgræsning og senere som følge af den effektive skovdrift i skovene (Fritzboeger 1994). Blandt andet kom skovenes biodiversitet til at lide under afvanding, borthugning af de insektbestøvede buske i underskoven, tilplantningen af tørre bakker og våde lysninger, ophørt græsning i skovene og hugsten af træer i en alder af blot 80-100 år, altså i træernes ungdom (Wesenberg-Lund 1939). Fredsskovsforordningen har dog også haft positiv betydning for biodiversiteten, fordi den har medvirket til at sikre mange værdifulde løvskove mod konvertering til agerjord i perioder med høj indtjening i landbruget. Konsekvenserne af fredsskovsforordningen er derfor et godt eksempel på forskellen mellem et nyttigt økosystem og et mangfoldigt økosystem. Skovarealet og produktionen af gavntræ er steget dramatisk i Danmark, men samtidig er biodiversiteten gået tilbage.

I dag er der kun få rigtigt store gamle træer i danske skove, endnu færre syge og svækkede træer, og mængden af dødt ved er blot 4,7 m³ per ha mod et naturligt niveau, der er 20-30 gange højere (Nord-Larsen m.fl. 2008). Dertil kommer, at det døde ved, som ligger i danske skove, overvejende består af ret små stykker af frisk træ i tidlige nedbrydningsstadier. Det tyder tilsammen på, at det meste af det døde ved fjernes, fx til brænde, i stedet for at indgå i skovens naturlige nedbrydningsprocesser (Nord-Larsen m.fl. 2008). Skovenes



intensive dræning er veldokumenteret og eksemplificeret ved detaljerede undersøgelser i nordsjællandske skove, hvor ca. 83 % af de naturlige vådområder blev drænet og tilplantet med skov gennem det 19. og 20. århundrede (Rune 1997). Gennem de seneste årtier har stigende fokus på biodiversiteten i skovene medført, at skovdriften er under forandring i en mere bæredygtig retning, særligt i statsskovene (Buchwald m.fl. 2001). Det tager dog mange år at genskabe tabte levesteder såsom gamle hule træer, sumpskove, rene skovsøer eller artsrige skovlysninger, og biodiversiteten i de private skove er stadigvæk dårligt beskyttet.

Trusler mod biodiversiteten

Den største trussel mod skovenes biodiversitet er tab af levesteder på grund af især afvanding, tilplantning, hugst og opdyrkning. Den fortsatte hugst af gamle løvtræsbevoksninger truer de arter, som er knyttet til gamle og døde træer. Man vurderer, at en stor del af de eksisterende træer i danske løvskove er hugstmodne, og der findes en del bøg og eg med stammediametre over 70 cm (Nord-Larsen m.fl. 2008). Fælder man de store træer, kan det have store konsekvenser for biodiversiteten, fordi det kan gå ud over de sidste bestande af de mest truede arter knyttet til store træer i stor geografisk omkreds. Ofte vil de individer, som lever på det gamle træs bark eller i det hule træs indre, ikke have mulighed for at sprede sig til egnede værtstræer i den omkringliggende skov, enten fordi de er spredningsbegrænsede, eller fordi der ikke findes egnede træer. Hugsten kan derfor let

Magisk slørhat er en af de mange truede svampearter, som danner mykorrhiza med træer. Her vokser den sammen med bøg ved Trelde Næs.

Foto: Jacob Heilmann-Clausen.



Danmark er usædvanlig rig på kystnære løvskove som her på Æbelø, hvor skoven er græsset af dådyr. Ved kysterne skaber kombinationen af det særlige klima, skridende skrænter og gamle løvtræer meget specielle jordbundstyper.

Foto: Jacob Heilmann-Clausen.

betyde lokal uddøen af sårbare arter, og så er det en ringe hjælp for biodiversiteten, at der plantes ny løvskov på det samme sted. Det er på den måde lettere at forny løvskoven end at forny biodiversiteten. Der foreligger endnu ingen forpligtende beskyttelse eller plan for bevarelsen af levesteder for sårbare arter i skovene, som kan sikre, at skovdriften ikke fører til et stadigt tab af biodiversitet (Bruun m.fl. 2009). Der er også risiko for, at en stigende efterspørgsel på CO₂-neutral biomasse vil medføre stigende træpriser og dermed give en øget hugst af gamle træer.

Næringsbelastning er generelt et mindre problem i skovene end i de lysåbne naturtyper, fordi de fleste skove har været helt eller delvist friholdt for gødskning. Skovenes biodiversitet trues dog i dag af konverteringen af bevoksninger og lysninger til fodermarker for hjortevildtet, arealer som gødskes og tilsås. Hensigten er at lokke hjortevildtet væk fra markerne og ind i skoven, men det kan true planter og dyr knyttet til skovlysninger, og ødelægge fremtidige muligheder for skovenes biodiversitet (Ejrnæs 2009b).

Selvom skovene typisk har været friholdt for gødningsstoffer, er nedfaldet af luftbåret kvælstof i skovene generelt højere end i de lysåbne naturtyper som følge af skovenes større ruhed og overflade (Ellermann m.fl. 2006). Nedfaldet til fx skov i Midtjylland er på ca. 25 kg N/ha, mens nedfaldet til græsarealer ligger på ca. 14 kg N/ha, hvilket svarer til gennemsnittet for regionen (Ellermann m.fl. 2010). Belastningen af skovbrynene vil typisk være endnu højere, da de ofte danner overgang mellem mark og skov, hvorved de be-

lastes særligt meget, ikke kun med luftbårent kvælstof, men også med jordfygning, gødningsstoffer og pesticider. Selvom der er sket et fald i kvælstofnedfaldet på ca. 30 % siden 1989 (Ellermann m.fl., 2010) overstiger det stadig den naturlige baggrundstilførsel, hvilket kan være en trussel mod planter, laver og svampe (Læssøe m.fl. 2010, Søchting 2010).

Plantning af skov truer biodiversitet knyttet til skovlysninger, men derudover truer selve plantningen også den genetiske diversitet, som er knyttet til hjemmehørende træer og buske. Plantningen truer også den naturlige udvikling af plantesamfundene, som også er en del af biodiversiteten. Når skovvæsenet planter træer, sættes de naturlige processer ud af kraft, og lokale planter får vanskeligt ved at etablere sig. Samtidig anvender man stadig både ikke-hjemmehørende arter og udenlandske afstamninger af træer og buske, når der plantes i skovene.

I en del skove sættes de naturlige processer, som kunne være med til at skabe variation og mangfoldighed i skovene, ud af spillet for at fremelske bevoksninger, der er optimale til skovbrug. Ud over afvanding og plantning gælder dette læplantering mod stormfald, brandbekæmpelse, selektiv tynding og hegning mod de vilde dyrs græsning.

Valg af biodiversitetslementer

Som repræsentant for arterne i skoven har vi valgt fuglearter, der er opført som truede på rødlisten, tre slægter af svampe, som lever i symbiose med skovtræer (ektomykorrhiza), tre grupper af biller, der lever af dødt ved, laver, der vokser på træ, dagsommerfugle knyttet til skovlysninger, springhaler i skov samt flagermus (Tabel 2.1). Fuglene repræsenterer de store mobile dyr, som ofte stiller særlige krav til skovens størrelse og uforstyrrelighed. Svampene repræsenterer jordbundens diversitet, fordi der i de nævnte grupper findes mange arter knyttet til forskellige af skovens særlige jordbundstyper. Springhalerne repræsenterer skovbundens artsrige dyreliv, som inkluderer rundorme, mider, enkytræer og regnorme. De trælevende biller repræsenterer alle de mange arter af svampe og insekter, som lever af at nedbryde dødt ved, og som kræver store mængder af gamle svækkede træer og dødt ved. Lungelav er valgt som indikator for de laver, der vokser på træer og dermed kræver de gamle træers furede bark samt kombinationen af lys og høj luftfugtighed, som man finder det i lyse skovmiljøer som ikke er drænede. Sommerfuglene repræsenterer varmekrævende arter knyttet til blomsterrige lysninger i skovene. Flagermusene repræsenterer nattelivets insektædere, ligesom flere arter er afhængige af gamle træer med hulheder, hvor de kan yngle og overvinde. For ingen af grupperne foreligger tilgængelige overvågningsdata som kan vise en aktuel status, og vi har derfor måttet konsultere eksperter i artsgrupperne, suppleret med viden fra rapportering af bevaringsstatus til EU (Søgaard m.fl. 2008) og fra den danske rødliste over truede arter (Wind & Pihl 2010).

Blandt skovens sårbare levesteder har vi valgt mængden af dødt ved, som er levested for op mod en tredjedel af løvskovens arter, og tætheden af gamle træer som indikator for gammel skov med hule træer og furet bark. Gamle træer er vægtet højere end store træer, fordi de særligt værdifulde veterantræer med skader og langsom vækst ikke nødvendigvis bliver særligt store, men kan blive meget gamle. Dernæst har vi udvalgt arealet med henholdsvis skovlysninger, vådområder, græsningsskov og urørt skov som skovmiljøer, der trues af skovbrug, og som er blevet sjældne i takt med skovdyrkningens effektivisering. Endelig har vi valgt arealet med løvskov som indikator for det samlede areal af skov med hjemmehørende træarter (selvom det ikke i sig selv sikrer, at der er levesteder for truede arter i skoven).

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Fugle	Truede og sårbare arter i skov		Tilbagegang: 2 Fremgang: 4 Stabil: 1 Ukendt: 1
Flagermus	Truede og sårbare arter i skov		Ukendt: 5
Dagsommerfugle	Truede og sårbare arter knyttet til skove og skovlysninger		Tilbagegang: 7 Fremgang: 2 Stabil: 2
Vedboende biller	Truede og sårbare arter af torbister, smældere og træbukke		Tilbagegang: 12 Fremgang: 1 Stabil: 9 Ukendt: 5
Mykorrhizasvampe i løvskov	Truede og sårbare arter af ridderhat, slørhat og pigsvamp		Tilbagegang: 3 Stabil: 11 Ukendt: 51
Springhaler	Udbredelse og antal potentielt truede skovlevende springhaler		Ukendt: 23
Epifytiske laver	Almindelig lungelav		Tilbagegang: 1
LEVESTEDER			
Dødt ved	m ³ dødt ved		Stigende
Vedplanter	Antal ikke kommercielle vedplanter per ha		Stabil
Gamle træer	Areal med bevoksninger >150 år		Stabil
Skovlysninger	Ha lysåben natur i skov		Ukendt
Vådområder i skove	Ha vådområder		Ukendt
Græsningsskov	Ha skov med græsning		Ukendt
Urørt skov	Ha fredet urørt skov		Stabil
Løvskov	Ha løvskov	Stigende	
PROCESSER			
Jordbundsdannelse	Ha jordbund med lang kontinuitet		Ukendt
Stormfald	Ha urørte stormfald		Ukendt
Naturlig udvikling	Ha selvgroet skov uden plantering, hegning og tynding		Ukendt
Græsning	Antal og udbredelse af fritlevende krondyr, dådyr og rådyr	Krondyr: Stigende Dådyr: Stigende Rådyr: Stabil	
Naturligt svingende vandstand	Ha udrænede skove		Ukendt
Brand	Ha brændt skov		Ukendt

Tabel 2.1. Biodiversitetselementer for skov.

Elementerne er opdelt på arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Blandt skovens vigtige økologiske processer har vi valgt arealet med uforstyrret jordbund (jordbund uden jordbehandling eller gødsning) som indikator for den naturlige jordbundsdannelse. Arealet af henholdsvis urørte stormfald, udrænede skove og skovbrande samt bestanden af vilde græsædere er valgt som forskellige elementer af naturlige forstyrrelser i skovene. Endelig indgår arealet med skov i naturlig udvikling. Den naturlige udvikling er blandt andet vigtig for vedplanternes mulighed for at sprede sig og konkurrere naturligt og dermed også for den genetiske diversitet.

Udviklingen af biodiversiteten

Udviklingen af truede fuglearter i danske skove er overvejende positiv. Fire arter er i fremgang, mens to er i tilbagegang. For arter som havørn og hvinand er fremgangen resultatet af en målrettet beskyttelse og forvaltning i Danmark og landene omkring Danmark. Vi vurderer, at det går tilbage for pirol og vendehals, for vendehalsen gælder det i hele Europa. Der er ikke en klar årsag til tilbagegangen for pirol, men for vendehalsen er en mulig forklaring det mere intensive landbrug og dårligere fødemuligheder i åbne græsningslandskaber omkring skovene (Dansk Ornitologisk Forening 2010). Tilbagegangen for fuglene er altså ikke standset, men det er på den anden side ikke helt sikkert, at tilbagegangen for pirol og vendehals skyldes menneskeskabte påvirkninger af skovene.

Udviklingen af truede og sårbare flagermus er ukendt, fordi det er svært at kortlægge udbredelse og antal af de nataktive flagermus. I de senere år er der kommet nye metoder baseret på anvendelse af lyddetektorer, men den nye viden kan være vanskelig at sammenligne med de gamle registreringer (Søgaard m.fl. 2005).

For dagsommerfugle knyttet til skovenes krat, bryn og lysninger er udviklingen overvejende negativ. Selvom flere arter med tilsvarende levevis allerede er forsvundet fra Danmark, eksempelvis mnemosyne, terningsommerfugl, kirsebærtakvinge, slåensommerfugl og egesommerfugl, så vurderes syv ud af de tilbageværende 12 truede arter stadigvæk at være i generel tilbagegang, og eng-hvidvinge menes at være forsvundet. Den fortsatte tilbagegang for sommerfuglene er så meget mere kritisk, fordi deres levesteder i skovene er dårligt beskyttet i dansk lovgivning.

Tilbagegangen blandt trælevende torbister, træbukke og smældere er lige så alvorlig som for sommerfuglene. Vi vurderer, at det stadig går tilbage for 12 ud af 27 arter. Som det er tilfældet for sommerfuglene, er billernes levested ikke effektivt beskyttet, selvom nogle af de vigtigste lokaliteter er udlagt som lystskov eller urørt skov.

Udviklingen af de truede slørhatte, ridderhatte og pigsvampe viser, hvor store mangler der er i vores viden om biodiversiteten under jorden. Selvom disse svampeslægter danner synlige overjordiske frugtlegermer, kan der være år imellem, at de viser sig over jorden, og da kun for en ganske kort sæson. Mange af arterne er også vanskelige at bestemme, og antallet af dygtige svampekendere er lille. Tre arter vurderes at gå tilbage, mens der er stabil udvikling for 12 arter. Udviklingen for 52 arter er ukendt. Vores viden om udviklingen af de mindste dyr i jordbundsfaunaen er endnu mere sparsom. 23 arter af skovlevende springhaler er muligvis truede, men det er ikke muligt at vurdere udviklingen i deres udbredelse eller antal med sikkerhed.

Vurderingen er, at det stadig går tilbage for almindelig lungelav (Søchting 2010). Der er dog fundet frugtlegermer på lungelav i nyere tid. Man formoder, at tilbagegangen for lungelav skyldes en kombination af luftforurening, skovdriftens indvirken på lys og luftfug-



Skovlysning med stor gøgeurt på Møn.

Foto: Rasmus Ejrnæs.

tighed samt hugsten af gamle træer. Der er dog også studier, som tyder på, at årsagen skal findes i manglende formering og spredning, fordi bestandene er blevet for små og fragmenterede.

Skovovervågning og skovstatistik har traditionelt haft fokus på produktionen af træ og dermed på udviklingen i træmassen fordelt på forskellige træarter og driftformer. Derfor er der ikke mange tilgængelige oplysninger om udviklingen i truede levesteder i skovene. Af de valgte naturelementer er det kun arealet med løvskov, som er vurderet på grundlag af data, og her er der rapporteret en klar fremgang på 28% i perioden 2000-2006. Fremgangen skyldes en stigende fokus på konvertering af nåleskov til løvskov, og at man foretrækker løvtræ ved plantning af ny skov (Nord-Larsen m.fl. 2008). En række væsentlige levesteder i skovene har haft så stor historisk tilbagegang, at vi skønner, at arealet i dag er stabilt eller i fremgang, selvom dette skøn er behæftet med usikkerhed. Det gælder eksempelvis mængden af dødt træ, antallet af ikke-kommercielle træer og buske, arealet med gamle løvtræer (bl.a. Nord-Larsen m.fl. 2008) og arealet med urørt skov. At tilbagegangen er standset betyder ikke, at arealet dermed er stort nok til at standse tabet af biodiversitet, og det siger heller ikke noget om størrelsen af en eventuel fremgang. Især naturskovsstrategien og FSC-certificeringen af offentlige skove har betydet, at der er kommet bedre beskyttelse og flere arealer med naturlig hydrologi, urørt skov og dødt ved i statsskovene (Anon 2001). Det er dog meget usikkert hvordan udviklingen har været i de private skove. At arealet med gamle træer formentlig er stabilt skyldes nok i høj grad relativt lave priser på løvtræ. Der er dermed risiko for, at der igen sker et tab af areal, hvis priserne stiger (Nord-Larsen 2008). Det har ikke været muligt at vurdere udviklingen af græsningsskove, skovlysninger samt vådområder i skovene.

Det er endnu mere vanskeligt at vurdere tilstanden for processerne end for levestederne. Udviklingen af arealer med uforstyrret jordbund, urørte stormfald, fri udvikling over tid og brand vurderes at være ukendt. For nogle af processerne kan der være optegnelser i driftplanerne for skovdistrikterne, som kunne have været brugt til en vurdering, men det har ligget uden for rammerne af dette projekt. Vi skønner, at arealet med skov uden afvanding er i beskeden fremgang i statsskovene, men det er usikkert, om tendensen slår igennem for hele landet. Hvad angår de vilde dyrs græsning i skovene, vurderes der at være en fremgang, fordi udbredelsen og bestandene af krondyr og dådyr er stadigt stigende, og bestanden af rådyr er stabil (Noer m.fl. 2009). Antagelsen er, at stigende bestande af hjortevildt vil medføre øget græsning i skovene, men der findes ikke opgørelser, som dokumenterer dette.

Samlet vurdering

Den samlede vurdering er, at biodiversiteten stadig går tilbage i skovene. Den negative udvikling ses først og fremmest for artsgrupperne, mens tilbagegangen af levesteder og processer generelt er skønnet til at være standset eller ukendt. Flere af de evaluerede levesteder og processer i skovene har haft en voldsom historisk tilbagegang og er i dag sjældne. Stabilitet eller fremgang er derfor opnået på en billig baggrund og siger derfor ikke meget om, hvor gode levesteder der er i de danske skove i dag.

Der findes dog også en enkel biologisk forklaring på dette tilsyneladende paradoks, at levestederne er i fremgang, men arter er i tilbagegang. Det er nemlig en forventelig situation hvis der har været stor historisk tilbagegang af levestederne, idet man så betaler af på en gæld for fortidens ødelæggelser af levesteder (Tilman m.fl. 1994). For mange arter er der stor forsinkelse mellem, at deres levesteder forsvinder, og de finder en ny ligevægt

med mængden af tilbageværende levested. Når arealet af levestedet falder, stiger risikoen for, at arter uddør fra området, og når afstanden mellem levestederne stiger falder chancen for, at arter kommer tilbage igen efter at være forsvundet. Forsinkelsen i arternes reaktion på ødelæggelsen af levesteder kan let være årtier og ofte endda århundreder. De mest sårbare arter af svampe, biller og laver kræver fx store sammenhængende arealer med urørt skov, hvis man vil sikre deres overlevelse på lang sigt (Ranius & Fahrig 2006, Bruun m.fl. 2009). Dagsommerfugle knyttet til skovlysninger kræver et forbundet netværk af naturlige lysninger i skovene, hvis de skal kunne klare sig gennem ugunstige perioder med dårligt vejr eller mange naturlige fjender. Det er heller ikke ligegyldigt, hvor den positive udvikling i levestederne finder sted. Det redder fx ikke eremitten på Sjælland og Lolland-Falster at udlægge urørt skov i statsskovene omkring Silkeborg eller i Thy. Den overvejende negative udvikling for de truede arter understreger på den måde, at en generelt positiv udvikling af de vigtigste levesteder ikke kan erstatte en målrettet indsats for at stoppe tabet af biodiversitet i skovene.

Der er ikke i dag nok tilgængelige data til at vurdere udviklingen i skovenes biodiversitet. Udviklingen af de truede arter er vurderet ved ekspertskøn, og det gælder også vurderingen af de fleste levesteder og processer. Der er håb om, at det nationale overvågningsprogram for natur og vandmiljø (NOVANA) med tiden vil kunne levere relevante data for en række af de ukendte eller skønnede naturelementer, men for nogle naturelementer foregår der ingen overvågning. Det gælder de fleste truede hvirvelløse dyr (fx sommerfugle og biller), og det gælder jordbundens processer, jordbundsdyr og svampe. Det virker også som om skovlysninger, skovbryn og skovenge er faldet i et hul mellem beskyttelsen og overvågningen af skovene på den ene side og de lysåbne naturtyper uden for skovgærdet på den anden. Det er muligt, at der findes oplysninger i skovenes driftplaner, som man kan bruge til at skønne udviklingen for en række levesteder og processer, men det vil forudsætte en større indsats for at sammenstille data i en fælles database.

Litteratur

- Anon. 2001. Den biologiske mangfoldighed i skove – status for indsats og initiativer. Skov og Naturstyrelsen.
- Bruun, H.H., Ejrnæs, R., Heilmann-Clausen, J., Aude, E., Poulsen, R. S., Pedersen, J. 2009. Dødt ved og gamle træer – hvor meget og hvor mange i de danske skove? *Jord og Viden* 17: 10-13.
- Buchwald, E., Honore, S., Jørgensen, H., Karlog, P., Nielsen, F., Proschowsky, G. F., Winther, U., Stagegaard, L. B. og Thormann A. (red.) 2001. Den biologiske mangfoldighed i skove. Status for indsats og initiativer. Vers. 1.0. Skov og Naturstyrelsen.
- Dansk Ornitologisk Forening 2010. Vende Hals (*Jynx torquilla*). <http://www.dofbasen.dk/ART/art.php?art=08480>.
- Ejrnæs, R. 2009a. Notat til By og Landskabsstyrelsen med udkast til kapitel 1 til 4. landerapporten til CBD-sekretariatet om tilstand, udvikling og trusler for Danmarks biodiversitet. Overview of Biodiversity Status, Trends and Threats in Denmark.
- Ejrnæs, R. 2009b. "Skovlysningen – Danmarks glemte naturtype", *Skoven*, vol. 10, s. 436-438.
- Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 2006. Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser 66 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 595.
- Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 2010. Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 74 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 761.
- Fritzbøgger, B. 1994. Kulturskoven. Dansk skovbrug fra oldtid til nutid. Gyldendal, 435 s.
- Læssøe, T., Heilmann-Clausen, J., Vesterholt, J. & Petersen, J. H. 2010. Hvordan går det med Danmarks svampe? I: Meltofte, H. (red.). Danmarks Natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. Det grønne kontaktudvalg.
- Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 2009: Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 288 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 742.
- Nord-Larsen, T., Johannsen, V. K., Jørgensen, B. B. & Bastrup-Birk, A. 2008. Skove og plantager 2006, Skov & Landskab, Hørsholm, 2008. 185 s. ill.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201-208.
- Rune, F. 1997. Decline of mires in four danish state forests during the 19th and 20th century. Forskningscentret for Skov & Landskab, Forskningsserien nr. 21.
- Søchting, U. 2010. Hvordan går det med Danmarks laver? I: Meltofte, H. (red.). Danmarks Natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. Det grønne kontaktudvalg.
- Søgaard, B., Baagøe, H. J. & Degn, H. J. 2005: Overvågning af flagermus *Myotis* sp. og deres levestedsvilkår i Daugbjerg og Mønsted Kalkgruber 2002-2004. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 s. – Arbejdsrapport fra DMU, nr. 214.
- Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P. N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D. L. J. & Jørgensen, T. B. 2008. Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001-2007) (Notat til By- og Landskabsstyrelsen). Afrapportering til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet.
- Tilman, D., May, R., Lehman, C., & Nowak, M. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- Wesenberg-Lund, C. 1939. Faunaens kår i de danske nutidsskove. Danmarks Naturfredningsforeningens årsskrift 1938/39.
- Wind, P. & Pihl, S. (red.) 2010: Den danske rødliste. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]-. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010).



KAPITEL 3 KYST

Thomas Eske Holm,
Bettina Nygaard &
Rasmus Ejrnæs

Kysten som økosystem omfatter de uopdyrkede naturtyper der ligger langs den mere end 7.000 km lange kystlinje. Kysten afgrænses udadtil af havet og ind mod land af det dyrkede land og bebyggelserne. Visse steder, især mod sydøst, hvor landet er sunket siden istiden, er kysten ganske smal, bestående af en strimmel strand og en stejl kystskrænt. Andre steder, og særligt mod nordvest, hvor landet har hævet sig, kan kysten være mange kilometer bred, med udstrakte strandenge eller klitheder. Selvom en stor del af kystlandskabet er påvirket af mennesker, betegnes kystlinjen alligevel som det mest uberørte og dynamiske, der findes i vores natur. Det skyldes, at en stor del af naturen her er udsat for havets og vindens store kræfter: Saltpåvirkning, erosion, sandflugt og oversvømmelser.

Den udsatte og den beskyttede kyst

Kysten kan opdeles i to hovedtyper: Den udsatte eller eksponerede kyst og den beskyttede kyst. Den udsatte kyst består af sand- og stenstrande, klitter og klinger, hvor energien fra vind og vand former kysten med stor kraft. Det er især vadehavet og den jyske vestkyst, der er eksponeret for vejr og vind, men også de store klinger som eksempelvis Møns Klint og Bulbjerg.

Den beskyttede kyst i fjorde og i de indre danske farvande består især af strandenge, strandsumpe og strandoverdrev, som er kendetegnet af en langt større stabilitet. Her er både vind- og bølgeenergien reduceret på grund af en lavere vanddybde og beliggenheden i læ i fjorde og bugter, og der sker en større aflejring og mindre sandflugt end ved den eksponerede kyst. Alligevel kan den beskyttede kyst udvise en betydelig dynamik. Oversvømmelser i vinterhalvåret forekommer hyppigt, da strandenge og strandsumpe ofte ligger ganske få cm over normal vandstand og dermed er eksponeret for de vandstandssvingninger, der forekommer om efteråret i de indre danske farvande. Tilsvarende kan havets aflejringer over forholdsvis korte tidsrum forandre kysten ved dannelse af revler, som vokser op til nye øer eller landtanger, hvorved der afsnøres laguner og strandsøer.

De vigtigste artsgrupper, levesteder og processer

De arter, der lever i kystens økosystem, er afhængige af den unikke dynamik, som de naturlige processer skaber. De primære processer er erosion, sandflugt og aflejring, der bevirker, at der kontinuerligt opstår nye levesteder for en lang række arter, der er lys- og varmekrævende, kræver blottet sand og flader, eller som er pionerarter i en succession. Det gælder artsgrupper som løbebiller, laver og højere planter, der lever på blottet sand, i klitter, på klinger og på erosionsskrænter. Det gælder endvidere arter, der er tilknyttet denne vegetation, eksempelvis sommerfugle, og fuglearter, der lever af de store insekter, der er tilknyttet tørre og varme levesteder.

Klithede på Rømø.
Foto: Tine Nielsen.

Oversvømmelser kan skabe den samme type af dynamik som erosion, men er også, sammen med vinden, med til at skabe den variation i saltholdighed og fugtighed, som kystzonens naturtyper og dens vegetation er afhængig af. Det gælder især på strandengene, hvor variationen giver levesteder for arter med forskellige tolerancer for salt og fugtighed. Både den udsatte og den beskyttede kyst indeholder endvidere småøer, holme og sandbanker, der på grund af processer som sandflugt og oversvømmelser kun huser en meget sparsom vegetation. Disse områder er vigtige yngle- og hvilepladser for fugle og sæler.

På især den beskyttede kyst findes der strandenge og strandoverdrev, hvor den udprægede lave vegetation til dels skyldes græsning. Som ved resten af kystens økosystem er det en forudsætning, at der er tilbagevendende forstyrrelser, og netop græsning er her den proces, der holder vegetationen nede og dermed hindrer tilgroning med strandrørsump. Mange af naturtypens arter er afhængige af græsningen. Endvidere sikrer både oversvømmelser og en naturlig grundvandsstand uden drængrøfter fugtigheden på strandenge, strandsumpe og strandoverdrev og dermed mikroklimaet i jordbunden. Dette er til gavn for mange arter af vadefugle, padder og planter, som trives i eller omkring kystens vådområder.

I et internationalt perspektiv

Det danske kystlandskab er med sin samlede længde og diversitet enestående i europæisk sammenhæng, og set på en større geografisk skala har vi derfor et ansvar for at beskytte og bevare vores kystnaturtyper og den flora og fauna, der er tilknyttet økosystemet. Blandt habitatdirektivets naturtyper huser Danmark en meget stor andel af det samlede europæiske areal i de biogeografiske regioner, som Danmark er en del af. Det drejer sig særligt om klithede (84 % af arealet), kystklitter med enebær (42 %), strandeng (36 %) og fugtige klitlavninger (35 %) (DMU, upublicerede data).



Beskyttet kyst i Kalø Vig med naturlig dynamik i form af opbygning af revle og afsnøring af kystlagune og strandsøer. Kystskrænten i billedets forgrund er med artsrigt kalkgræsland.

Foto: Rasmus Ejrnæs.

Status og historisk udvikling

Bevaringsstatus blev i 2007 vurderet stærkt ugunstig for tre af kystøkosystemets 15 habitattypenaturtyper. Det drejer sig om strandeng, grå klit og fugtige klitlavninger, der dækker arealer på hhv. 357 km², 123 km² og 58 km² (Søgaard m.fl. 2008). Hovedårsagerne til den ugunstige status er en hæmning af den naturlige kystdynamik, utilstrækkelig eller ophørt græsning, tilgroning, afvanding, næringsbelastning og forekomst af invasive arter. Selvom arealet af de tre naturtyper synes stabilt lige nu, har arealerne været i stærk tilbagegang (Levin & Normander 2008). Dels har man gennem de seneste 200 år via tilplantning, plantagedyrkning og afvanding forsøgt at bremse sandflugten fra klitområderne, og dels er mange strandenge i nyere tid enten opgivet som marginaljorde eller blevet omlagt til kornproduktion eller mere intensiv græsningseng med gødskning. Endvidere er naturtypernes areal svundet ind som følge af bebyggelse af især sommerhusområder.

Med nedgangen i naturtypernes areal og den stærkt ugunstige bevaringsstatus er der ligeledes sket en forværring af forholdene for de arter, der er afhængige af naturtyperne. Det drejer sig bl.a. om ynglefugle, padder, invertebrater, rensdyrlaver og karplanter.

Selvom andre klitnaturtyper ligeledes gennem tiden er plantet til med nåletræer og marehalm for bl.a. at hindre sandflugt, er bevaringsstatus for disse vurderet gunstig i 2007. Naturtyper som forstrand og hvid klit langs den eksponerede og dynamiske vestkyst er noget af den natur, som er mindst påvirket af mennesker i Danmark og dermed har den bedste bevaringsstatus.

Klinters og klippekysters antal og bevaringsstatus er ikke officielt vurderet, men de må antages at høre til de mest upåvirkede arealer i Danmark og uden markant historisk tilbagegang.

Trusler mod biodiversiteten

De største trusler mod biodiversiteten i kystens økosystem er afvanding, ophørt græsning, næringsbelastning og kystsikring. Hertil kommer direkte habitattab og fragmentering på grund af bebyggelse, omlægning til plantage, græsmarker eller kornproduktion samt spredning af invasive arter.

Afvanding sker eksempelvis i stor grad på strandenge og ferske enge. Især hvor strandengene skal udnyttes til intensiv græsning og slet, kan det betale sig at dræne eller afvande og dermed forlænge græsningsperioden og eventuelt muliggøre omlægning til kulturgræsser eller udbringning af gødning. Dræning ilter jorden og fremmer herved omsætningen af organisk stof og frigørelsen af næringsstoffer. Dette påvirker sammensætningen af karplanter mod de mere kvælstofelskende og tørkeelskende arter. Samtidig sker der en negativ påvirkning af bl.a. de invertebrater, padder og fugle, der lever på fugtige enge med naturlig hydrologi.

Ophør af græsning er ligeledes en trussel mod strandenge og strandoverdrev. Især på små arealer kan det ikke betale sig at udsætte dyr, og derved forsvinder mange levesteder med lav vegetation. På de store arealer er der ofte reduceret græsning pga. for få dyr og dette medfører et tab af variation og levesteder. Selvom områder med strandrørsump også kan indeholde sjældne arter, betyder græsningens ophør, at en række levesteder for varme- og lyskrævende dyr og planter forsvinder.

Næringsbelastning forekommer enten i form af direkte gødskning, eller via atmosfærisk deposition eller drænvand fra omkringliggende landbrug. Gødskning af strandenge og strandoverdrev bruges til at fremme plantevæksten i forbindelse med græsning. Dette favoriserer de mere kvælstofelskende plantearter som almindelig rajgræs på bekostning af de mere fåtallige og sjældne arter der foretrækker den mere næringsfattige jord. Derved mister hvirvelløse dyr med særlige værtsplanter også deres levesteder. Det samme problem kan opstå i kystområder med meget luftbåret kvælstof samt i områder, der modtager næringsrigt drænvand fra markerne. Høj og tæt plantevækst er desuden ofte negativt for habitatens ynglefugle, da disse oftest kræver lavt græs på 5-20 cm i forårsperioden, hvilket let overstiges med gødskning.

Kystlinjen er fra naturens hånd dynamisk og ligger derfor ikke fast. Netop denne proces med nedbrydning og opbygning af nyt land har været med til at skabe levesteder for dyr og planter. Kystsikring i form af hølde og diger er nok det største bidrag til at hindre naturlige oversvømmelser og erosion. Kystsikring kan hindre at materiale nedbrydes, hvorved der føres mindre materiale med havstrømmene langs kysterne, hvilket resulterer i en mindre aflejring andre steder langs kysten. Denne manglende aflejring kan betyde, at der sker en større erosion disse steder end naturligt (Nielsen 1980).

Tab og fragmentering af kystens naturtyper er en proces, der har foregået i flere hundrede år, og som betyder, at arterne til stadighed har mindre plads. En vigtig grund til, at arealet af de oprindelige naturtyper mindskes, er indsatsen for at dæmpe sandflugten. For at dæmpe sandflugt tilplantes klitterne med eksempelvis marehalm og hjelme, der binder sandet. Endvidere er store klitområder blevet beplantet med nåletræer, som bremser vinden og binder sandet. Klitplantagerne tager plads fra de naturlige kystsamfund og kan

Græssende køer på strandeng.

Foto: Thomas Eske Holm.





Stor kobbersnepe, en af kystens mange arter af ynglende vadefugle. Stor kobbersnepe er rødlistet som sårbar og vurderes at være i tilbagegang i Danmark.

Foto: Thomas Eske Holm.

ad åre binde en stor pulje kvælstof i det førnelag, der opstår på den ellers næringsfattige mineraljord. Derved bliver der mindre plads til kystzonens klitlevende og varmekrævende arter, bl.a. karplanter og hvirvelløse dyr. Ligeledes sker der et tab af kystens natur, når strandenge og marsk opdyrkes. Den unikke flora og jordbund forsvinder sammen med insekter og fugle. Endelig udlægges mange kystnære områder til bebyggelse, og hvis der ikke kompenseres ved samtidig at genoprette tidligere klitområder, er der tale om direkte habitattab og fragmentering af sammenhængende områder for arterne og dermed risiko for tab af biodiversitet.

Invasive arter er en anden trussel i kystlandskabet. I Danmark har man siden 1800-tallet plantet indførte arter, bl.a. rynket rose, klitfyr og bjergfyr, især i sommerhusområder, hvor de har været indført som læplanter og pryddplanter. Specielt rynket rose er et problem, fordi den er meget hårdfør og breder sig ukontrolleret ved frøspredning og rodudløbere. Derved udkonkurrerer den vores hjemmehørende plantearter og de dyr, der lever på dem, med det resultat at biodiversiteten mindskes, og kystnaturen bliver fattigere.

En anden trussel er menneskelige rekreative aktiviteter, som er intensiveret i vores naturområder de seneste 20 år. Det gælder især ved de beskyttede kyster, som i stigende grad bruges af eksempelvis lystfiskere, havkajakroere og kite-surfer. Især den øgede sejlads medvirker sandsynligvis til, at ellers uforstyrrede øer og holme forstyrres af mennesker i de perioder, hvor fugle og sæler yngler og raster, og derfor er ekstra følsomme for færdsel (Holm & Laursen 2009). På den eksponerede kyst er problemet nok især badegæster der uforvarende forstyrrer sjældne ynglefugle som dværgterne, hvidbrystet præstekrave og sandterne. Hunde, som luftes uden snor, kan ligeledes være en væsentlig kilde til forstyrrelse.

Endelig er der prædation, som ikke er en direkte menneskelig påvirkning, men eksempelvis ræve og mink kan være en væsentlig trussel for især truede ynglefugle langs kysterne, så længe der er mangel på gode yngleområder.

Valg af biodiversitetselementer

Til at repræsentere artselementerne har vi valgt ynglefugle, sæler, sommerfugle, torbister, løbebiller, padder, springhaler, rensdyrlaver og karplanter (Tabel 3.1).

De valgte ynglefugle har kystens økosystem som et væsentligt levested, og flere af de valgte arter har oplevet en kraftig tilbagegang. Fuglene har relativt strenge krav til deres levested, og de er derved indikatorer for naturlig hydrologi, et rigt dyreliv, græsning og uforstyrrelighed, der alle er vigtige for opretholdelse af biodiversiteten i kystens økosystem.

Både spættet sæl og gråsæl kræver uforstyrrede holme og sandbanker som hvile- og ynglepladser, og derved er de indikatorer for graden af menneskelig aktivitet i disse habitater.

De rødlistede sommerfugle har kysthabitaterne som vigtige levesteder. De er valgt, fordi de både er sårbare over for næringsbelastning og tilgroning samt over for fragmentering af deres levesteder og deres værtsplanter generelle tilbagegang i landskabet.

De rødlistede torbister er medtaget som repræsentanter for dyr og svampe, som lever af at omsætte gødningen fra store græsædere, og fordi de som gruppe er i generel tilbagegang.

For de rødlistede løbebiller gælder, at de især repræsenterer dyr, som er afhængige af 1) meget varme levesteder med blottet jord eller sand eller 2) saltpåvirket og fugtig bund uden for tæt vegetation. Disse levesteder rammes hårdt ved afvanding, og når græsning og andre forstyrrelser ophører. Desuden er artsgruppen sårbar over for den fragmentering, som har fundet sted.

For strandtudse og grønbroget tudse er strandengene vigtige levesteder. De er indikatorer for græsning, rige forekomster af hvirvelløse dyr, naturlig hydrologi, bare sand- og grusflader samt naturlig dynamik mht. oversvømmelse, erosion og dannelse af nye levesteder.

Springhalerne er indikatorer for jordbundsinveterater og mikroorganismer, som inkluderer rundorme, mider, encellede dyr, bakterier, svampe, enkytræer og regnorme. Deres økologiske funktion er omsætning af plantemateriale og græsning på mikroorganismer. Mange arter formodes at være følsomme over for ødelæggelse af kystens naturlige levesteder og deres dynamik.

De højere planter er udvalgt fordi især klitnaturtyperne og strandengene er meget væsentlige levesteder for planter, der ofte er følsomme over for næringsstofbelastning og som enten er varme- og lyskrævende, eller kræver fugtighed og/eller salinitet. Vi bruger her data fra prøvefelterne på de intensive overvågningsstationer i det nationale overvågningsprogram og analyserer antallet af plantearter med den højeste indikatorværdi for en god naturtilstand, svarende til 6 eller 7 i naturtilstandsindexet for habitatdirektivets naturtyper (Fredshavn & Ejrnæs 2009). I praksis er det arter, som typisk kun findes i områder med en meget høj biodiversitet.

Rensdyrlaver er udvalgt, fordi klithederne er blandt de vigtigste levesteder, og fordi laverne, som kun trives ved et meget sparsomt vegetationsdække, er ekstremt følsomme over for næringsstofbelastning (Søchting 2010).

Levestederne, som her skal repræsentere biodiversiteten, er arealet af strandeng, dækningen af dværgbusksamfund på klithede samt næringsfattig strandeng og klit. Næringsfattig strandeng og klit er evalueret ved at se på udviklingen i Ellenbergs næringsstofindikatorværdi (se box) for planter observeret i prøvefelter på overvågningsstationer i perioden 2004-2009). Kvælstofindholdet i laver er udvalgt som en supplerende indikator for næringsfattige levesteder i klitterne.

Ellenbergs indikatorværdi

Det er gammel landbrugsvisdom, at man kan bruge vilde planter som tegn på de økologiske forhold. Nogle planter vokser kun på sur jordbund, nogle kun på næringsfattig jord, andre arter kun i skygge, nogle kun på gødet jord og andre kun, hvor jorden er vandlidende. Denne økologiske snusfornuft er sat i system af tyskeren Heinz Ellenberg (Ellenberg m.fl. 1992), som har givet de fleste planter indikatorværdi efter deres foretrukne livsvilkår med hensyn til fugtighed, næringsstofmængde, lys, temperatur, pH og saltholdighed. Forskere udnytter i dag indikatorværdierne i situationer, hvor der foreligger en planteliste, men ingen detaljerede undersøgelser af jordbund, fugtighed og mikroklima. I praksis bruger man gennemsnittet af indikatorværdierne for de planter, som vokser på samme sted. Derved får man et fingerpeg om de økologiske vilkår på dette sted.

Af processer er valgt hydrologi, oversvømmelser, kystdynamik og græsning. Mange arter og naturtyper er afhængige af den naturligt høje og ofte efter årstiden svingende vandstand. Oversvømmelser skaber dynamik og forbedrer levevilkårene for de arter, der er tilpasset det fugtige og saltpåvirkede miljø. Endvidere er det artsrige kystlandskab kendetegnet ved at være et foranderligt landskab, hvor sandflugt og kystdynamik blottet sandflader og eroderer skrænter og derved skaber varme, blottede flader, hvor pionerplanter og insekter kan leve. Græsningen har enorm betydning for vedligeholdelse af levesteder for lys- og varmekrævende arter, for skabelse af variation, for kolonisering af plantearter og for gødningskrævende arter.

Udviklingen af biodiversiteten

Udviklingen for ynglende fugle tilknyttet kystens økosystem er samlet set negativ, da fem af arterne går tilbage (Nyegaard & Willemoes 2010, Søgaard & Asferg 2009, Nyegaard & Grell 2009, Hermann m.fl. 2008, Thorup 2003). Tre af arterne, almindelig ryle, brushane og stor kobbersnepe, yngler på ekstensivt udnyttede strandenge med græsning eller høslæt. Fælles for disse arter er, at der kun er relativt få par tilbage, og at de er i kraftig tilbagegang. Fuglene er forsvundet fra de fleste af deres tidligere levesteder, og er nu primært samlet på få store områder som Tipperne og Vejlerne. Menneskelige forstyrrelser fra især badeturister menes også at være den primære årsag til tilbagegangen for hvidbrystet præstekrave og dværgterne.

Både spættet sæl og gråsæl er i fremgang, hvilket må tilskrives jagtfredning, oprettelse af sælreservater og oprettelse af habitatområder (Tougaard 2007a, Tougaard 2007b).

For alle fire undersøgte grupper af rødlistede insekter er vurderingen, at der er tale om tilbagegang for i alt 16 ud af 41 arter (39 %). I de valgte rødlistekategorier er disse arter så sjældne, at yderligere tilbagegang meget vel kan betyde, at arterne forsvinder fra landet. Tilbagegangen for arterne skyldes en bred vifte af trusler som tilgroning, afvanding, habitattab, fragmentering og næringsbelastning.

Strandtudse og grønbroget tudse er begge i kraftig tilbagegang i kystområderne. Strandtudse har sin primære udbredelse i de jyske kystområder, særligt langs vestkysten. Den grønbrogede tudse findes ikke i Jylland, men er ligeledes i tilbagegang. Den trives især i nygravede vandhuller, en habitat der naturligt fremkommer ved erosion, sandflugt og oversvømmelse. Begge arter trues af ændringer af vandhullerne, såsom overskygning, tilgroning, ophør af græsning samt udsætning af fisk eller ænder (Søgaard m.fl. 2008).

Vores viden om jordbundens dyreliv er meget sporadisk. De 16 udvalgte arter af kystlevende springhaler vurderes at være potentielt truede, men selvom vi mistænker mange af disse arter for at være i tilbagegang, er vores viden for sparsom til at vurdere udviklingen med sikkerhed.

Udviklingen for rensdyrlaverne vurderes at være negativ baseret på en generel tilbagegang i dækning såvel som forekomsten af en række rødlistede rensdyrlaver (Søchting 2010). Laverne er meget følsomme over for konkurrence fra karplanter og kræver derfor meget næringsfattige levesteder samt at jordbunden forstyrres med mellemrum.

Antallet af sårbare planter udviser et signifikant fald på gennemsnitligt 5 % per år i fugtige klitlavninger, baseret på de årlige optællinger fra 2004-2009. Analysen er baseret på NOVANA's intensive overvågningsstationer, som typisk omfatter natur i en bevaringsstatus

som er bedre end landsgennemsnittet. For indikatorarterne på strandeng, grå-grøn klit og klithede er udviklingen stabil.

For levestederne er der fundet en tilbagegang i arealet af strandeng ud fra en stikprøveundersøgelse af områder udpeget efter §3 i naturbeskyttelsesloven (Nygaard m.fl. 2011). Tilbagegangen skyldes opdyrkning, bebyggelse samt tilgroning med sammenhængende vedplantevegetation (typisk for den øvre, ferske del af strandengene).

Dækning og forekomst af dværgbuske på klitheder har haft en lille men signifikant fremgang i perioden 2004-2009, hvilket tyder på, at forvaltningen af de tilbageværende klitheder fungerer med hensyn til at fastholde dværgbuskene eller ligefrem vinde tidligere tabt terræn tilbage fra græsserne. Det er dog tvivlsomt, om denne positive udvikling er repræsentativ for naturtyperne i Danmark, eftersom tallene alene stammer fra intensive overvågningsstationer, der er placeret på lokaliteter med en bevaringsstatus, som er bedre end landsgennemsnittet.

Udviklingen i næringsfattige klitlavninger og strandenge er negativ, målt ved at Ellenbergs kvælstoftal er signifikant stigende i prøvefelter fra intensive NOVANA-stationer. En stigning i Ellenberg N kan både være resultatet af en næringsbelastning og af en ophørt græsning eller en kombination af begge dele. For grå-grøn klit og klithede er udviklingen i Ellenbergs kvælstoftal stabil og kvælstofindholdet i laver er faldende.

For processerne mangler der en del eksakt viden. Naturlig hydrologi, oversvømmelse og græsning er vigtige processer, men der savnes viden om, hvor stort et areal som er under indflydelse af disse processer og om udviklingen i dette areal. Ekspertvurderingen er, at arealet af kystnaturtyper med naturlig hydrologi og græsning er faldende som del af en langvarig tendens. Udviklingen i arealet af kyststrækninger med naturlig oversvømmelse og med naturlig erosion og sandflugt er ukendt.

Samlet vurdering

Det vurderes samlet, at udviklingen af biodiversiteten knyttet til kystens økosystem er overvejende negativ. 2010-målet om at stoppe tabet af biodiversitet er derfor ikke nået, når man ser isoleret på de danske kystområder. Det er bemærkelsesværdigt, at så mange af de valgte rødlistede indikatorarter vurderes at være i stadig tilbagegang på grund af menneskelige påvirkninger. Det samme gælder for det svindende areal af strandeng og næringsstoffbelastning af kystzonen. Det er dog positivt, at sælerne er i fremgang, og at antal og forekomst af dværgbuske ser ud til at være stabilt eller i fremgang på de intensive overvågningsstationer. Det er imidlertid tvivlsomt, om denne tendens er repræsentativ for hele landet. Mens det vurderes ret sikkert, at den samlede udvikling i biodiversiteten er negativ, er det nævneværdigt at ni ud af 17 væsentlige biodiversitetslementer ikke kan evalueres ved hjælp af overvågningsdata, men kun i form af subjektive vurderinger fra eksperter. Endvidere vurderes det, at analysen i udviklingen af de elementer, som vedrører arealet af strandeng er forbundet med stor usikkerhed, idet der ikke findes en verificeret kortlægning af strandeng i Danmark, men udelukkende en vejledende kortlægning efter §3 i naturbeskyttelsesloven. På denne baggrund må det konkluderes, at manglen på viden om biodiversiteten i kystens økosystem begrænser vores mulighed for at vurdere, hvor langt vi er fra at opfylde målet om at standse tabet af biodiversitet.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Ynglefugle	Kystfugle omfattet af den danske rødliste og/eller fuglebeskyttelsesdirektivet	Tilbagegang: 4 Fremgang: 1 Stabil: 1	Tilbagegang: 1 Stabil: 1 Ukendt: 3
Spættet sæl og gråsæl	Udbredelse og antal	Fremgang: 2	
Sommerfugle	Truede og sårbare arter med tilknytning til kysten		Tilbagegang: 4 Stabil: 11 Ukendt: 2
Torbister	Truede og sårbare arter med tilknytning til kysten		Tilbagegang: 2 Ukendt: 3
Løbebiller	Truede og sårbare arter med tilknytning til kysten		Tilbagegang: 10 Stabil: 2 Ukendt: 7
Strandtudse og grønbroget tudse	Udbredelse og antal	Tilbagegang: 2	
Springhaler	Udbredelse og antal af potentielt truede kystlevende arter		Ukendt: 16
Rensdyrlaver	Dækning og udbredelse		Tilbagegang
Sårbare planter i klitter og på strandenge	Antal indikatorarter	Stabil: Strandeng, grå-grøn klit og klithede Tilbagegang: Klitlavning	
LEVESTEDER			
Strandeng	Areal af 53	Faldende	
Dværgbusksamfund	Dækning af dværgbuske i klithede	Stigende: Klithede	
Næringsfattige klitter og strandenge	Udvikling i Ellenberg's næringsstofal	Stigende: Strandeng Stabil: Grå-grøn klit og klithede Stigende: Klitlavning	
Næringsfattige klitter	Udvikling i kvælstofindholdet i laver	Faldende: Grå-grøn klit og klithede	
PROCESSER			
Hydrologi	Areal af ugrøftede og udrænede kyststrækninger		Faldende
Oversvømmelser	Areal med naturlige oversvømmelser		Ukendt
Kystdynamik	Længde af kyst med naturlig erosion og sandflugt		Ukendt
Græsning	Areal af beskyttede naturtyper i aktiv græsning		Faldende

Tabel 3.1. Biodiversitetslementer for kystens økosystem.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul farve, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret vurdering eller kolonnen med ekspertvurdering. For evaluerede artsgrupper er det angivet, hvor mange arter der er i hhv tilbagegang, fremgang, eller hvor udviklingen er stabil eller ukendt. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Referencer

- Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 2010. Terrestriske Naturtyper 2008: NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 765. <http://www.dmu.dk/Pub/FR765.pdf>
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 2009. Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lys-åbne naturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. Faglig rapport fra DMU nr. 735. <http://www.dmu.dk/Pub/FR735.pdf>.
- Hermann, C., Nehls, H. W., Gregersen, J., Knief, W., Larsson, R., Elts, J. & Wieloch, M. 2008. Distribution and population trends of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis* in the Baltic Sea. *Vogelwelt* 129: 35-46.
- Holm, T. E. & Laursen, K. 2009. Experimental disturbance by walkers affects behaviour and territory density of nesting Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. *Ibis* 151: 77-87
- Kahlert, J., Clausen P., Hounisen, J. P. & Petersen, I. K. 2007. Response of breeding waders to agri-environmental schemes may be obscured by effects of existing hydrology and farming history. *Journal of Ornithology* 148 (suppl 2): 287-293.
- Kuper, J., van Duinen, G., Nijssen, M., Geertsma, M. & Esselink, H. 2000. Is the decline of the Redbacked Shrike (*Lanius collurio*) in the Dutch coastal dune area caused by decrease in insect diversity? *Ring* 22: 11-25.
- Levin, G. & Normander, B. 2008: Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 46 s. Faglig rapport fra DMU nr. 682. http://www2.dmu.dk/Pub/FR682_final.pdf.
- Nielsen, A.H. 1980. Kystsikring og strandpleje. I: Nørrevang, A. & Lundø, J. (red.). Danmarks Natur: Kyst, klit og marsk. 524 s. Politikens forlag.
- Nyegaard, T. & Willemoes, M. (red.) 2010: Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 2009. Dansk Ornitologisk Forening.
- Nyegaard, T. & Grell, M. B. (red.) 2009: Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 2008. Dansk Ornitologisk Forening.
- Nygaard, B., Ejrnæs, R., Juel, A. & Heidemann, R. 2011. Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 – en stikprøveundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 816.
- Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Madsen, J. & Bregnballe, T. 2003. Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-Fuglebeskyttelsesdirektivet. Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. Faglig rapport fra DMU nr. 462.
- Søchting, U. 2010. Hvordan går det med Danmarks laver? I: Meltofte, H. (red.). Danmarks Natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. Det Grønne Kontaktudvalg.
- Søgaard, B. & Asferg T. (red.) 2009. Arter 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 140 s. Faglig rapport fra DMU nr. 713. <http://www.dmu.dk/Pub/FR713.pdf>
- Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P. N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D. L. J., Jørgensen, T. B. Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001-2007). Danmarks bidrag til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet. / I: Eionet Central Data Repository: Habitats Directive: Report on Implementation Measures. Eionet, 2008. (html).
- Tougaard, S. 2007a. Spættet sæl. I: Baagøe, H. J. & Jensen T. S.: Dansk Pattedyratlas, Gyldendal: 252-257.
- Tougaard, S. 2007b. Grå sæl. I: H. J. Baagøe & T. S. Jensen: Dansk Pattedyratlas, Gyldendal: 252-257.
- Thorup, O. 2003. Truede engfugle. Status for bestande og forvaltning i Danmark. Dansk Ornitologisk Forening.

KAPITEL 4 GRÆSLAND OG HEDE

Rasmus Ejrnæs &
Bettina Nygaard

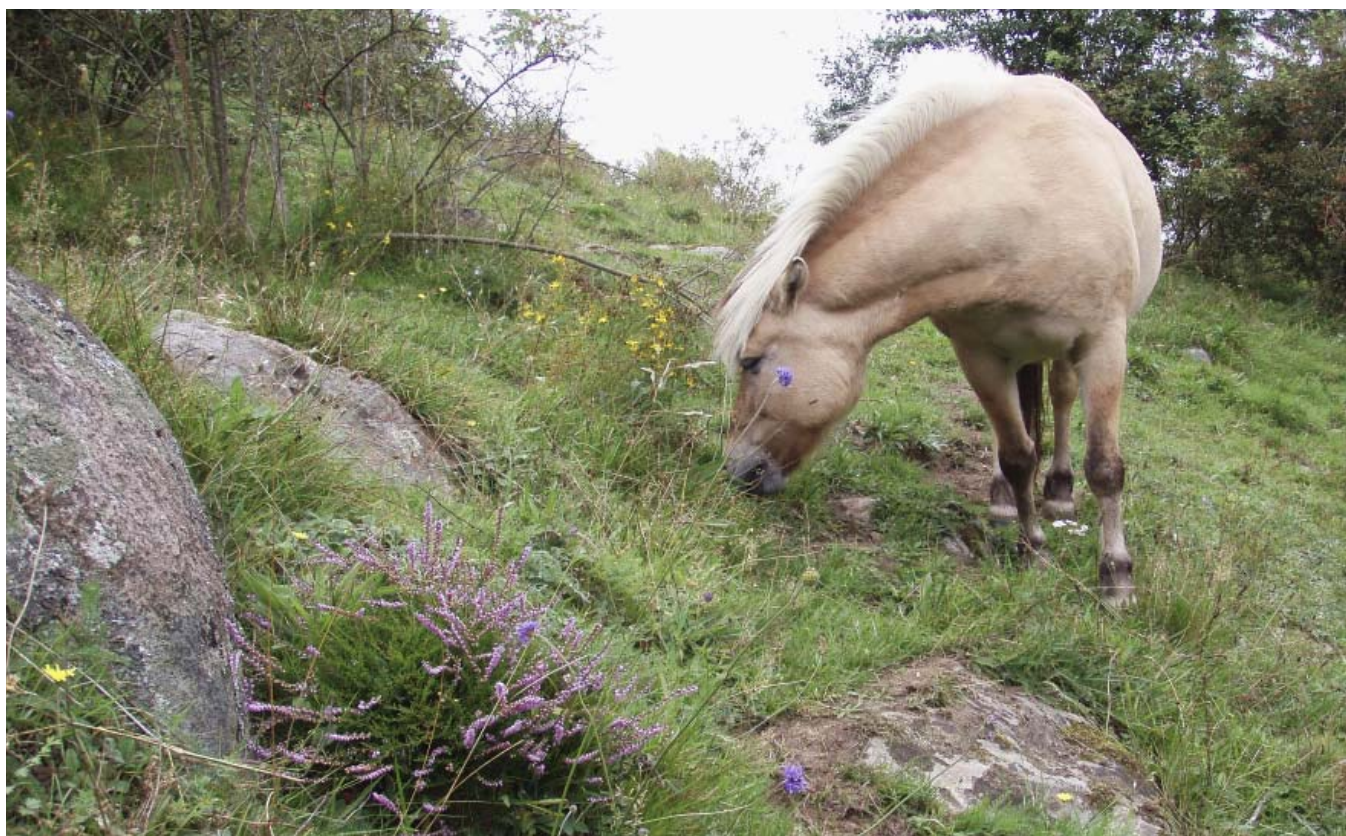
Græsland (overdrev) og hede omfatter det naturlige, lysåbne økosystem, som udvikles på tør bund. Hvis der er tale om flyvesand, hører det til klitterne i kapitlet om kyst, mens vegetation på mere fugtig eller våd bund behandles under eng og mose. Græsland og hede kan også findes ved kysterne, i byerne eller i agerlandet, men regnes i denne rapport kun med til disse, når der er tale om ganske små arealer, eller forekomsterne er knyttet til funktionerne i disse økosystemer. Som det for eksempel er tilfældet med vejkanter, diger, parker eller brakmarker.

Hvor forekommer græsland og hede?

Græsland og hede finder vi i Danmark på steder, hvor naturen er lysåben som følge af tilbagevendende forstyrrelser, typisk græsning, og hvor vegetationen ikke er væsentligt påvirket af gødskning og/eller opdyrkning. Græsland findes både på sur og basisk jordbund (pH 4-8), mens hede findes på stærkt udvasket og sur bund (pH 3-4). Græsland er ofte artsrigt og domineres typisk af flerårige græsser og bredbladede urter. På tørre skridende skrænter kan der optræde mange enårige plantearter, og i surt græsland kan der også vokse lyngplanter som hedelyng, blåbær og tyttebær (Ejrnæs m.fl. 2007). Hede domineres typisk af lyngplanterne samt en lille gruppe af surbundstålende græsser og bredbladede urter som lyng-snerre, smalbladet høgeurt, almindelig syre, almindelig kongepen, pille-star, bølget bunke, fåre-svingel, tandbælg og krybende hestegræs. Der kan indgå vedplanter i vegetationen i form af mindre krat-øer eller enkeltstående træer.

Gammelt græsland med lavklædte kampesten i Mols Bjerger.

Foto: Henriette Bjerregaard.



Græsland og hede findes overalt i Danmark, med græsland som den dominerende part på morænejordene mod nord og øst, og hede som dominerende type på sandjordene vest for israndslinien. Begge naturtyper er trængt tilbage af landbruget, til steder som det ikke har været lønsomt at opdyrke. Græsland findes i dag fortrinsvis på stejle skrænter ved kysterne og i ådalene samt i kuperede istidslandskaber. Hederne findes især på smeltevandssletternes og indlandsklitternes grovsandede jord. Opgivne marker kan udvikle sig til hede og græsland, hvis jorden ikke er for næringsrig, hvis græsningen genindføres, og hvis der er nærliggende naturområder, hvorfra planter, dyr og svampe kan kolonisere de opgivne marker.

Naturen i græsland og hede

Hede og græsland forudsætter tilbagevendende forstyrrelser, da de ellers vil gro til med buske og træer. Græsning er den vigtigste naturlige proces, som holder træerne væk, men brande samt vindens og havets slid på naturen har også haft betydning gennem tiden. På ekstremt tørre skrænter eller meget kalkrig eller grovsandet jord vil træer og buske have svært ved at vinde indpas, og her skal der derfor ikke megen forstyrrelse til for at holde vegetationen lysåben. Hede og græsland er vigtige naturtyper for lys- og varmekrævende arter. Naturtyperne er særligt vigtige for hvirvelløse dyr og planter, og er næst efter skovene de naturtyper, som tilsammen huser flest truede arter. Vigtige artsgrupper er karplanter, mosser, laver, dagsommerfugle, bladbiller, snudebiller, edderkopper, torbister, løbebiller, svirrefluer, cikader, tæger, vilde bier, vokshatte og rødblade. Afgørende for flertallet af disse artsgrupper er, at levestederne er næringsfattige, varme og lysåbne. Ved gødskning eller ophørt græsning fortættes vegetationen, således at temperatur og lysmætning ved jordoverfladen aftager. Herved forringes levestederne for de fleste artsgrupper.

Selvom græsningen de fleste steder udføres af køer, får og heste, er græsningen en naturlig proces, som har fundet sted i millioner af år, før landbruget blev opfundet, og mange arter har i evolutionens løb tilpasset sig til de levesteder, som skabes af de græssende dyr. Mange års græsning fremmer udviklingen af spredte krat-øer af tornede buske som slåen, tjørn, ene og roser, som giver særlige forhold for insekter og svampe. Og der er flere hundrede arter af svampe og insekter knyttet til dyrenes gødning i form af kokasser og hestepærer samt gødning fra rådyr, krondyr, hare og får. Græsning fremmer også udviklingen af bredkronede solitære træer, som udvikler hulheder, når de bliver gamle. Sådanne solbeskinnede veterantræer kan på trods af deres tilsyneladende affældighed blive meget gamle, og de kan i meget lang tid være enestående levesteder for varmekrævende insektarter knyttet til dødt ved.

I et internationalt perspektiv

På en større geografisk skala er danske forekomster af hede og græsland ikke enestående, hverken i udstrækning eller artsrigdom (Ejrnæs & Bruun 2000). En del arter har dog deres nordligste og vestligste europæiske forekomster i Danmark (Ejrnæs m.fl. 2007), og i det lys er de danske forekomster af økosystemet væsentlige for at sikre udbredelsen af disse. Heder og græsland er truede naturtyper i det meste af Europa, og derfor er der flere typer, som er omfattet af Habitatdirektivets bilag 1. I Danmark gælder det artsrigt surt overdrev, kalkoverdrev, tørt kalksandsoverdrev, tør hede samt tre typer af tørre indlandsklitter. Græsland og hede er vigtigt levested for hedepletvinge, fruesko og enkelt månerude på habitatdirektivets bilag 2, mark-firben, birkemus og sortplettet blåfugl på bilag 4 samt markpiber, hedelærke, rødrygget tornskade og høgesanger på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1.



Entoloma ianthinum, som kun er fundet et sted i Danmark, er en af mange arter af rødblade, som ligesom vokshattene kun findes på gammelt ugødsket græsland, hvor de vokser mellem mosser og lave urter.

Foto: Rasmus Ejrnæs.



Status og historisk udvikling

Baseret på den vejledende registrering af de lysåbne naturtyper efter naturbeskyttelseslovens §3 kombineret med den detaljerede feltkortlægning af Habitatdirektivets naturtyper i habitatområderne blev det i 2007 estimeret, at tørre heder, indlandsklitter og græsland er udbredt i hele Danmark og i dag dækker et areal på godt 400 kvadratkilometer svarende til ca. 1 % af Danmarks landareal (Søgaard m.fl. 2008). Heri er ikke medregnet klitheder, grå klitter og grønne klitter på flyvesand. Bevaringsstatus efter habitatdirektivets bestemmelser blev i 2007 vurderet stærkt ugunstig for alle syv habitattyper i Danmark, og hovedårsagerne var ophørt græsning og næringsforurening (Søgaard m.fl. 2008).

Arealet af hede og græsland har været i stærk tilbagegang gennem de seneste 200 år. Tilbagegangen er vanskelig at sætte tal på, fordi der ikke findes nogen pålidelig arealstatistik (Levin & Normander 2008), men et konservativt skøn vil være en tilbagegang på mindst 90 %. I de første 150 år skete tilbagegangen hovedsageligt som følge af opdyrkning og tilplantning med nåleskov (Ejrnæs m.fl. 2007). De seneste 50 år har stigningen i landbrugets anvendelse af gødning og foderstoffer medført, at græsland og heder enten er blevet omlagt og gødsket, eller at græsningen er ophørt, fordi den ikke længere var lønsom (Ejrnæs m.fl. 2007). Samtidig har intensiveringen af landbrugsdriften på de dyrkede marker medført at opgivne marker ikke længere udvikler sig spontant til hede og græsland når landbrugsdriften opgives (Ejrnæs m.fl. 2003, Ejrnæs m.fl. 2008). Brakmarker er i dag så næringsrige, at de i stedet udvikler sig til højstaudesamfund domineret af nogle få konkurrencestærke planter. Dertil kommer at arter fra græsland og hede, som tidligere voksede i hegn, skel, diger, gravhøje og vejkanter, hvorfra de kunne sprede sig ind på braklagte marker, i dag er næsten forsvundet fra agerlandet (Ejrnæs m.fl. 2007).

Trusler mod biodiversiteten

De to største aktuelle trusler mod biodiversiteten i græsland og hede er næringsforurening og ophørt græsning (Ejrnæs m.fl. 2006). Dernæst kommer arealtab ved opdyrkning og urbanisering. Endelig er der en fremtidig trussel fra klimaændringerne. Tilsammen medfører forringelser og ødelæggelse af levesteder, at fragmenteringen øges. Det truer sjældne arter, idet risikoen for lokal uddøen fra en lokalitet stiger, og mulighederne for genindvandring falder. Fragmenteringen rammer især kortlivede arter med store bestandssvingninger og beskeden spredningsevne – eksempelvis sommerfugle, padder og krybdyr, men også kortlivede planter med kortlivede frø, fx arter af ensianslægten.

Næringsforurening stammer dels fra direkte gødskning, ofte i forbindelse med opdyrkning, eller fra indirekte kilder som drænvand eller atmosfærisk deposition efter fordampning eller udvaskning fra marker, staldanlæg og forbrænding af fossile brændstoffer. Selvom truslen fra direkte gødskning af græsland og heder er stærkt formindsket, fordi det ikke er tilladt efter naturbeskyttelsesloven, betyder den historiske gødskning, at mange lokaliteter i dag er helt eller delvist ødelagt, fordi næringsstofferne stadigvæk findes i jorden. Tidligere tiders brug af fosforholdig gødning på græsland og heder øger også risikoen for, at kvælstofdeposition fra atmosfæren giver øget plantevækst og tab af arter. Atmosfærisk deposition af kvælstof er i dag modelleret til gennemsnitligt 14 kg/ha, størst i det sydlige Jylland (19 kg/ha) og mindst i Nordsjælland og på øer uden landbrug (6 kg/ha). Depositionen stiger med overfladens ruhed. Depositionen til fx skov i Midtjylland på ca. 25 kg N/ha, mens deposition til græs ligger på ca. 14 kg N/ha, hvilket svarer til den gennemsnitlige deposition (Ellermann m.fl., 2010). Derfor kan tilgroning med buske efter græsningsophør være med til at øge depositionen til græsland og hede. Endvidere kan værdierne være højere lokalt ved nærhed til store husdyrbrug. Depositionen er faldet jævnt med 30-35 %



fra 1990 til 2008, men deposition er stadigvæk høj sammenlignet med den naturlige baggrundsdeposition. Internationale studier tyder på, at kvælstofdepositionen truer mangfoldigheden i græsland (Dupré m.fl. 2010) og kan være medvirkende til, at dækningen af dværgbuske er aftaget på tørre heder, hvor bølget bunke og blåtop i stedet har taget over (Bobbink m.fl. 2010). Desuden findes flertallet af de bedste tilbageværende levesteder for græslandets planter og dyr på stejle skrænter ved kysterne og i ådalene. Meget ofte ligger der en dyrket mark lige oven for skrænten, og man kan ofte se, hvordan næringsstoffer, som er spredt fra dyrkningen eller udvasket til skrænten, fører til en kraftig vækst og tab af biodiversitet i skrænternes slugter, og hvor naturområdet grænser op til den dyrkede mark (Ejrnæs m.fl. 2009).

Når de vedvarende forstyrrelser i form af græsning, brand eller tørveskrælning ophører, medfører det en langsom tilgroning. Først bliver urter og dværgbuske højere og tættere, og med tiden indvandrer vedplanter, som udskygger de lys- og varmekrævende arter. Ved tilgroning kan græsland og hede vokse ud af beskyttelsen efter naturbeskyttelsesloven, dog først når den oprindelige vegetation ikke længere kan erkendes tydeligt.

Selvom opdyrkning ikke er tilladt på arealer, som er beskyttet efter §3 i naturbeskyttelsesloven, finder der alligevel overtrædelser sted, som fører til tab af areal af græsland og hede. Desuden medfører urbanisering også arealtab; det gælder især sommerhusbyggeri i kystzonen. Arealtabet skønnes at være særligt alvorligt for områder, som falder under lovens størrelseskrav på 2500 m².

Valg af biodiversitetselementer

Vi har udvalgt højere planter, rensdyrlaver, dagsommerfugle, torbister, løbebiller, springhaler og vokshatte til at repræsentere arterne (Tabel 4.1). Planterne er udvalgt, fordi hede, og især græsland, er vigtige levesteder for lyskrævende plantearter, som der findes mange af i Danmark. Vi har valgt at analysere udviklingen i antallet af plantearter med høj indikatorværdi for en god naturtilstand, svarende til 6 eller 7 i naturtilstandsindexet for habitatdirektivets naturtyper (Fredshavn & Ejrnæs 2009). Disse arter er typisk meget følsomme over for næringsstofbelastning og tilgroning, og de findes næsten kun i områder med en høj biodiversitet. Rensdyrlaver er udvalgt, fordi de tørre heder og indlandsklitter er blandt de vigtigste levesteder, og fordi laverne, som kun trives ved et meget sparsomt vegetationsdække, er ekstremt følsomme over for næringsforurening (Søchting 2010). Dagsommerfugle er valgt, fordi det er en af de artsgrupper, som har oplevet den mest markante tilbagegang, og fordi græsland og hede hører til blandt de vigtigste levesteder for artsgruppen. Ligesom planter og laver, er sommerfuglene sårbare over for næringsforurening og tilgroning. Dertil kommer, at de i kraft af deres kortlivethed og følsomhed over for variationer i vejret stiller krav om store levesteder eller sammenhængende netværk af levesteder. Planter som hundevioli eller djævelsbid kan overleve i 100 år på 100 m² af en lille bakketop, men det kan hedepletvinge og markperlemorsommerfugl, hvis larver lever på djævelsbid og hundevioli ikke. Torbisterne hører som sommerfuglene til blandt de hårdest ramte artsgrupper. Mange torbister lægger æg og udvikles i gødningen fra de græssende dyr. Dermed bliver de repræsentanter for dyr og svampe, som lever af at omsætte gødning, og som trues, når de græssende dyr flyttes på stald (Wind & Pihl 2010). Løbebillerne er repræsentanter for en artsrig fauna, som er afhængig af meget varme levesteder med blottet jord (Wind & Pihl 2010). De rammes hårdt, når græsning og andre forstyrrelser ophører samt af den fragmentering, som har fundet sted. Denne fauna tæller, ud over løbebillerne, mange andre hvirvelløse dyr, eksempelvis edderkopper og myrer, men også krybdyr som markfirben og hugorm. Springhalerne er valgt til at repræsentere

Nikkende kobjælde er en af de mange sårbare planter som vokser på hede og i græsland.

Foto: Rasmus Ejrnæs.

jordbundens biodiversitet, og vi har udvalgt 15 arter som lever i græsland og hede og er formodet truet (Fjellberg, pers. medd.). Mange arter af springhaler er stærkt specialiserede og derfor relevante indikatorer for variationen i jordbundstyper og deres tilknyttede fauna. Vokshattene er eneste repræsentant fra svamperiget på listen, og de er særligt følsomme over for pløjning, gødskning og tilgroning, processer som forandrer struktur og næringsstofkredsløb dramatisk. Vokshattene repræsenterer flere artsrige svampeslægter med græsland som deres vigtigste levested, herunder køllesvampe, jordtunger og rødblade (Læssøe m.fl. 2010).

De levesteder, som er valgt til at repræsentere den karakteristiske og sårbare biodiversitet, er arealet med henholdsvis græsland og hede, lysåbent græsland og hede og næringsfattigt græsland og hede. Disse tre arealkategorier reflekterer i forskellig grad mængden af levested i en god naturtilstand. Desuden har vi valgt dækningen af dværgbusksamfund samt forekomsten af enkeltstående træer og store ådsler. Dværgbuske omfatter eksempelvis hedelyng, revling, blåbær og tyttebær, og deres tilstedeværelse skaber helt specielle jordbundsforhold og levesteder for dyr og svampe. Dækningen af dværgbuske er gået tilbage på både græsland og hede over en meget lang årrække, hvilket afspejler en øget næringsforurening og ophørte eller aftagende forstyrrelser. Forekomsten af enkeltstående træer, gødning og ådsler afspejler truede levesteder, som typisk vil kunne findes på græsland og hede, og som er vigtige for mange truede arter af epifytiske laver, insekter, svampe, fugle og pattedyr.

Som repræsentanter for processerne har vi udvalgt græsningen, kolonisering af planter fra frø samt arealer påvirket af brand. Græsningen har enorm betydning for vedligeholdelse af levesteder for lys- og varmekrævende arter, for skabelse af variation i vegetationen, for at skabe blottet jord, hvor plantearter kan spire, for planternes spredning og for de gødningslevende arter. Kolonisering af planter fra frø er en vigtig proces, som er med til at opretholde biodiversiteten. Vi har valgt dækningsgraden af bar jord som indikator for planternes mulighed for at kolonisere og etablere sig fra frø. Brand er taget med som en proces, hvis betydning ofte overses. Brand medvirker til at skabe dynamik og starte nye successionsprocesser, og brand efterlader blottet mineralbund til fordel for varmekrævende dyr og etableringen af planter, mosser og laver. Endelig er der en række arter, bl.a. svampe, som har særlige tilpasninger til at leve på brandpletter eller brandskadede træer.

Udviklingen af biodiversiteten

Antallet af indikatorarter fra prøvefelter i det nationale overvågningsprogram udviser et lille, men stærkt signifikant, fald på i gennemsnit 2-3 % per år, baseret på de årlige optællinger fra 2004-2009. Resultatet er bekymrende og lidt overraskende i betragtning af, at der er tale om så relativt kort et tidsrum, og at resultatet er baseret på data fra intensive overvågningsstationer, som typisk er udlagt i områder med høj naturtilstand og målrettet forvaltning. Udviklingen i de jordboende laver vurderes at være negativ, baseret på en dokumentation af en stærkt negativ udvikling på Randbøl Hede (Degn & Søchting 2008), og en generel tilbagegang i dækning såvel som forekomst af en række rødlistede jordboende laver (Søchting 2010). Laverne er meget følsomme over for konkurrence fra karplanter og kræver derfor meget næringsfattige levesteder, samt at jordbunden forstyrres med mellemrum. For alle fem undersøgte grupper af rødlistede og potentielt truede organismer er vurderingen, at der er tale om tilbagegang for mange af arterne. I de valgte rødlistekategorier er arterne så sjældne, at yderligere tilbagegang meget vel kan betyde, at de forsvinder fra landet.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Sårbare planter i græsland og på hede	Antal indikatorarter per NOVANA-prøvefelt (2004-2009)	Tilbagegang	
Jordboende laver på hede	Udbredelse og artsantal af jordboende laver		Tilbagegang
Dagsommerfugle	Akut truede, moderat truede og sårbare arter med tilknytning til græsland eller hede		Tilbagegang: 8 Fremgang: 1 Stabil: 4 Ukendt: 1
Torbister	Akut truede, moderat truede og sårbare arter med tilknytning til græsland eller hede		Tilbagegang: 7 Stabil: 1 Ukendt: 12
Løbebiller	Akut truede, moderat truede og sårbare arter med tilknytning til græsland eller hede		Tilbagegang: 13 Ukendt: 4
Springhaler	Udbredelse og antal potentielt truede skovlevende springhaler		Ukendt: 15
Vokshatte og kratvokshatte	Akut truede, moderat truede og sårbare arter med tilknytning til græsland eller hede		Tilbagegang: 21 Ukendt: 1
LEVESTEDER			
Græsland/hede	Areal af §3 (1995-2008)	Faldende: Græsland Faldende: Hede	
Lysåbent græsland/hede	Areal af §3 uden sammenhængende vedplantedække (1995-2008)	Faldende: Græsland Faldende: Hede	
Næringsfattig græsland/hede	Udvikling i Ellenberg næringsstoftal (2004-2009)	Stigende: Græsland Stigende: Hede	
Dværgbusksamfund	Forekomst af og antal af lyngarter på intensive NOVANA-stationer (2004-2009)	Stabil: Græsland, antal Stabil: Græsland, forekomst Stigende: Hede, antal Stabil: Hede, forekomst	
Gødning	Areal med kontinuert frisk gødning		Faldende
Store ådsler	Kg/ha ådsler af hjorte, kvæg, hest, får		Ukendt
Store solitære løvtræer	Antal løvtræer med diameter i brysthøjde > 50 cm		Ukendt
PROCESSER			
Græsning	% §3-areal med græsland og hede i nuværende græsning		Faldende
Kolonisering fra frø	Dækningsgraden af bar jord		Faldende
Brand	Ha brændt vegetation		Ukendt

Tabel 4.1. Biodiversitetselementer for græsland og hede.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret udvikling eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For evaluerede artsgrupper er det angivet, hvor mange arter der er i hhv tilbagegang, fremgang eller hvor udviklingen er stabil eller ukendt. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

For levestederne er der fundet en tilbagegang i arealet af hede og græsland ud fra en stikprøveundersøgelse af områder udpeget efter §3 i naturbeskyttelsesloven (Nygaard m.fl. 2011). Tilbagegangen, som er beregnet til 6-8 % i perioden 1995-2008, skyldes opdyrkning, bebyggelse, tilplantning og tilgroning (Nygaard m.fl. 2011). Vi vurderer ikke, at igangværende og gennemført genopretning af hede og græsland ved konvertering af plantager og agerjord har haft et omfang, som kan måle sig med det opgjorte tab. Hvis man alene ser på udviklingen i lysåbent græsland og hede ved hjælp af målinger af tilgroningen med vedplanter, kan der også ses en tydelig tilbagegang. Arealtabet ved tilgroning med vedplanter er meget vanskeligt at måle, fordi spredte buske kan betragtes som en positiv del af økosystemet. På den anden side mister levestederne værdi, allerede når græsningen ophører, og vegetationen bliver høj og tæt, hvilket typisk finder sted mange år før, arealerne lukker til med vedplanter. Udviklingen i arealet med næringsfattigt græsland/hede er negativ, målt ved at Ellenbergs kvælstoftal er signifikant stigende i prøvefelter fra intensive NOVANA-stationer (se box s. XX). En stigning i Ellenberg N kan både være resultatet af næringsbelastning og af ophørt græsning, eller en kombination af begge dele. Dækning og forekomst af dværgbuske er enten stabilt eller har udviklet sig positivt på de intensive stationer fra 2004-2009. Det er dog tvivlsomt, om denne positive udvikling er repræsentativ for hederne i Danmark, eftersom tallene alene stammer fra intensive overvågningsstationer. Solitære løvtræer og store ådsler er vigtige levesteder for mange truede arter, men der findes ingen data, som kan belyse udviklingen af disse levesteder. Gødning er vigtigt levesteder for svampe og insekter og vurderes at være i tilbagegang i takt med at husdyrgræsningen forsvinder.

Når vi går til processerne, er det endnu mere knapt med viden. Græsning, kolonisering af planter fra frø og brand er tre vigtige processer, men der savnes viden om, hvor stort et areal som er under indflydelse af disse processer, og om udviklingen i arealet. Ekspertvurderingen er, at det græssede areal af §3-hede og -overdrev er faldende som del af en langvarig tendens, og at dette også gælder for forekomsten af bar jord, som må forventes at aftage med faldende græsning og fortsat tilførsel af kvælstof. Udviklingen af brande på græsland/hede er ukendt, dog har vi ved henvendelse til Skov og Naturstyrelsen fået oplyst, at der i dag foregår en registrering af brande på de lokale enheder, men at der ikke foregår nogen dataopsamling eller rapportering af dette (SNS, juni 2010).

Samlet vurdering af udvikling og vidensgrundlag

Det vurderes samlet, at der er en fortsat tilbagegang i biodiversiteten knyttet til græsland og hede, og at 2010-målet derfor ikke er nået. Det er tankevækkende, at så mange af de rødlistede arter vurderes at være i stadig tilbagegang, og det er tankevækkende, at såvel arealet af græsland/hede samt forekomsten af lysåbne og næringsfattige levesteder, ser ud til at være i tilbagegang. Det er positivt, at antal og forekomst af dværgbuske ser ud til at være stabilt eller i fremgang på intensivt overvågede stationer i habitatområderne, men det er tvivlsomt, om denne tendens er repræsentativ for hele landet. Selvom der ikke er tvivl om, at biodiversiteten er i fortsat tilbagegang, er det bekymrende at 10 ud af 15 væsentlige biodiversitetslementer ikke kan evalueres ved hjælp af overvågningsdata, men kun i form af vurderinger fra eksperter. Endvidere er udviklingen af de elementer, som vedrører arealet af græsland/hede forbundet med stor usikkerhed, idet der ikke findes en pålidelig kortlægning af græsland/hede i Danmark, men udelukkende en vejledende kortlægning efter §3 i naturbeskyttelsesloven. På denne baggrund må det konkluderes, at vores viden om biodiversiteten i græsland/hede er meget begrænset.

Litteratur

- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nor-
din, A., Pardo, L., De Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on
terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30–59.
- Degn, H.J. & Søchting, U. 2008. Laver på Randbøl Hede. Notat udarbejdet for Skov og Natur-
styrelsen, trekantsområdet, 2008.
- Duprè C, Stevens C. J., Ranke T., Bleekers A., Peppler-Lisbach C., Gowing D. J. G., Dise N. B.,
Dorland E., Bobbink R., Diekmann M. 2010. Changes in species richness and composition
in European acidic grasslands over past 70 years: the contribution of cumulative atmos-
pheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* 16: 344–357.
- Ejrnæs, R., Bruun, H. H. 2000. Gradient Analysis of Dry Grassland Vegetation in Denmark. *Jour-
nal of Vegetation Science* 11: 573–584.
- Ejrnæs, R., Bruun, H. H., Graae, B. J. 2006. Community Assembly in Experimental Grasslands:
Suitable Environment or Timely Arrival? *Ecology* 87: 1225–1233.
- Ejrnæs, R., Bruun, H. H., Holter, P. 2007. Græslandet. s.167–212. I: Sand-Jensen, K. & Vesterga-
ard, P. (red.) *Naturen i Danmark: Det åbne land*. 1. udg. Gyldendal, København.
- Ejrnæs, R., Hansen, D. N., Aude, E. 2003. Changing Course of Secondary Succession in Aban-
doned Sandy Fields. *Biological Conservation* 109: 343–350.
- Ejrnæs, R., Liira, J., Poulsen, R. S., Nygaard, B. 2008. When Has an Abandoned Field Become a
Semi-Natural Grassland or Heathland? *Environmental Management* 42: 707–716.
- Ejrnæs, R., Nygaard, B. & Fredshavn, J. R. 2009: Overdrev, enge og moser. Håndbog i natur-
typernes karakteristik og udvikling samt forvaltningen af deres biodiversitet. Danmarks
Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 727. <http://www2.dmu.dk/Pub/FR727.pdf>
- Ejrnæs, R., Nygaard, B., Fredshavn, J. R., Nielsen, K. E. & Damgaard, C. 2009. Terrestriske Na-
turtyper 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 150 s. Faglig
rapport fra DMU nr. 712. <http://www2.dmu.dk/Pub/FR712.pdf>.
- Ellermann, T., Andersen, H. V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C.
2010. Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Uni-
versitet. 74 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 761. <http://www2.dmu.dk/Pub/FR761.pdf>.
- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2009. Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne
naturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU
nr. 735. <http://www.dmu.dk/Pub/FR735.pdf>.
- Levin, G. & Normander, B. 2008: Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet.
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 46 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 682.
- Læssøe, T., Heilmann-Clausen, J., Vesterholt, J. & Petersen, J. H. 2010. Hvordan går det med
Danmarks svampe? I: Meltofte, H. (red.). *Danmarks Natur 2010 – om tabet af biologisk
mangfoldighed*. Det grønne kontaktudvalg.
- Nygaard, B., Ejrnæs, R., Juel, A. & Heidemann, R. 2011. Ændringer i arealet af beskyttede
naturtyper 1995–2008 – en stikprøveundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus
Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 816.
- Schmidt, I. K., Nielsen, B. O., Riis-Nielsen, T. 2007. Lynghederne. s. 213–246. I: Sand-Jensen, K.
& Vestergaard, P. (red.) *Naturen i Danmark: Det åbne land*. 1. udg. Gyldendal, København.
- Søchting, U. 2010. Hvordan går det med Danmarks laver? I: Meltofte, H. (red.). *Danmarks Natur
2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed*. Det grønne kontaktudvalg.
- Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P. N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K. E.,
Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D. L. J., Jørgensen, T. B. 2008. Vurdering af bevaringsstatus
for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001–2007) (Notat til By- og Land-
skabsstyrelsen). Afrapportering til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet.
- Wind, P. & Pihl, S. (red.) 2010. Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus
Universitet, [2004]–. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010).



KAPITEL 5 MOSE OG ENG

Bettina Nygaard &
Rasmus Ejrnæs

Moser og enge omfatter i denne rapport lysåbne naturtyper, som udvikles på fugtig eller våd bund. Fugtige klitlavninger eller strandenge regnes med til kystøkosystemet, mens skovbevoksede moser medregnes til skovøkosystemet. Vegetation på tør bund regnes til overdrev og hede. Mose og eng forekommer også i kyst-økosystemet, byerne eller agerlandet, men regnes i denne rapport kun med til disse, hvis der er tale om ganske små arealer, eller forekomsterne er knyttet til funktionerne i disse økosystemer. Som det for eksempel er tilfældet med våde grøfter og bræmmer i agerlandet eller branddamme, gadekær og drænvandsbassiner i byer og langs veje og jernbaner.

Hvor forekommer mose og eng?

Moser og enge finder vi i Danmark på arealer med høj vandstand som følge af opstigende grundvand, udsivende vand fra vandløb, afstrømmende vand fra højereliggende arealer og/eller tilbageholdt nedbør som i højmoserne. Naturtypernes forekomst forudsætter endvidere, at naturen er lysåben, hvilket ofte, men ikke altid, forudsætter tilbagevendende forstyrrelser i form af oversvømmelser, opstigende grundvand og/eller fjernelse af biomasse ved græsning eller høslæt. Desuden forudsættes, at vegetationen ikke er væsentligt påvirket af gødsning og/eller opdyrkning. Moser forekommer på våde arealer og omfatter højmoser, der udelukkende mættes med vand fra nedbøren, og lavmoser, der modtager vand fra både nedbør og grundvand. Ved lavere fugtighed eller kun tidvis vandmætning, således at der er fast bund i sommermånederne, opstår ferske enge, der alt efter graden af kulturpåvirkning kan inddeles i kultur- og naturenge. Naturengen kan være let drænet, men er i øvrigt uden anden landbrugspåvirkning end græsning eller høslæt, mens kulturengen er tydeligt påvirket af omlægning, dræning og gødsning.

Vegetationen i enge og moser har en stor variation i artssammensætningen afhængig af pH, næringsstofftilgængelighed, fugtighed og udviklingstrin. Visse undertyper såsom tidvis våd eng og rigkær kan være artsrige med mange arter af planter og mosser, mens andre typer såsom fattigkær, hængesæk, våd hede og højmose naturligt er meget artsfattige, præget af nogle få konstante plantearter og tørvemosser (Nygaard m.fl. 2009). Der kan indgå træer og buske i vegetationen i form af åbne krat eller enkeltstående træer, mens større sammenhængende bevoksninger med træer, i form af pilekrat, birkemoser eller sumpskove regnes med til skovøkosystemet.

Moser og enge findes overalt i Danmark – i ådale, langs søbredder og vandløb, i lavninger og langs kysterne, hvor grundvandet siver frem i bunden af skrænterne.

Moser og naturenge er gået stærkt tilbage som følge af dræning og opdyrkning, men de kan opstå igen på tidligere dyrkede marker eller græsmarker, hvis vandstanden hæves, græsningen genindføres, og dyr og planter får tid til at genindvandre.

Resen Bæk løber gennem Kongenshus Mindepark, godt beskyttet mod næringsudvaskning fra landbrug, og bryder hedens lilla med mostuernes gule, grønne og orange farver.

Foto: Rasmus Ejrnæs.



Tørvemosserne (her *Sphagnum cuspidatum*) dominerer i de sure, næringsfattige mose-typer og udgør ofte hovedbestanddelen af mosens tørvelag af døde planterester.

Foto: Henriette Bjerregaard.

Naturen i moser og enge

I moser og enge er det vandets kemiske sammensætning, vandstanden og vandstands-svingninger, som bestemmer, hvilke dyr og planter der trives. Hvor det kalkrige grundvand vælder frem, udvikles der rigkær og kalkrige kildevæld, som kan være meget artsrige, og som er vigtige levesteder for sjældne mosser og orkidéer. Vandets indhold af kalk og jern binder fosfor, så det bliver utilgængeligt for planterne, og grundvandet er fra naturens hånd fattigt på kvælstof. Plantevæksten er derfor meget beskednen, og det er en forudsætning for de mange lave og nøjsomme planter og mosser, der ikke kan klare sig i konkurrencen med høje planter. Endnu mere næringsfattige forhold finder vi i de sure moser, som dannes, hvor næringsfattigt regnvand samles. Her er vandet surt og fattigt på mineraler, og vegetationen præget af nøjsomme tørvemosser, dværgbuske som tranebær, hedelyng, mosebølle og klokkel yng og små urter som soldug og næbfrø. Vækstmiljøet er så åbent, at der er plads til rensdyrlaver på de knapt så våde tuer. I de sure moser og enge hæmmes omsætningen af de iltfattige forhold og den lave pH, og der foregår derfor en langsom opbygning af tørv bestående af uomsatte planterester.

Moser og enge forudsætter ofte tilbagevendende forstyrrelser, da de ellers vil gro til med buske og træer. Visse kalkrige kær og højmoser er dog antageligt så våde eller har så stor vandgennemstrømning at de alene af den grund er træfrie. Græsning er dog den vigtigste naturlige proces som holder træerne væk, men høj vandstand, oversvømmelser og fremvældende grundvand hjælper også til. Endelig betyder den langsomme vækst, at buske og træer er længe om at etablere sig.

Moser og enge er vigtige naturtyper for lys- og til dels også varmekrævende arter, og de er særligt vigtige for hvirvelløse dyr, karplanter og mosser. Blandt de hvirvelløse dyr finder vi mange dagsommerfugle, svirreflugter, bladbiller, snudebiller, løbebiller, edderkopper, græshopper, torbister, snegle og tæger (Larsen m.fl. 2007). Mange dyr er afhængige af bestemte værtsplanter, hvilket gør dem særligt sårbare over for ændringer i plantedækkets sammensætning. Mose-perlemorsommerfugl lever for eksempel i soleksponerede højmoser og tørvemoser, hvor larven kun æder af de små tranebærplanter. Andre dyr er generalister og kan leve af forskellige fødeemner, men er alligevel afhængige af det særlige fugtige miljø i moser og enge i et eller flere af deres livsstadier. Mange insekter, hvis larvestadier udvikles i søer og vandløb, er som voksne knyttet til levesteder i moser og enge. Det samme gør sig gældende for frøer og tudser, der yngler i vandhuller, og typisk bruger moser og enge til at æde, raste eller sprede sig.

Det er helt afgørende for mosernes og engenes dyr og planter, at naturtyperne fremstår mere eller mindre vandmættede og lysåbne. Ved udtørring, gødskning eller ophørt græsning fortættes vegetationen, således at temperatur og lysmætning ved jordoverfladen aftager. Herved forringes levestederne for mange artsgrupper. Planterne synes at tåle kraftig græsning eller omfattende høslæt i sommerhalvåret bedre end insekterne. Særligt de planteædende og blomstersøgende insekter trives bedst med en sommergræsning, som tillader, at planterne vokser op og blomstrer. Græsning er en naturlig proces, og mange arter er stærkt knyttet til den variation, som skabes af de græssende dyr, og til dyrenes gødning. Spredt opvækst og krat af især pil og birk er vigtige levesteder for mange arter af hvirvelløse dyr.

I et internationalt perspektiv

På en større geografisk skala er danske forekomster af moser og enge ikke enestående hverken i udstrækning eller artsrigdom. Undtaget er Lille Vildmose, der er Vesteuropas største aktive højmose. Moser og enge er truede naturtyper i det meste af Europa, og derfor er der flere typer, som er omfattet af Habitatdirektivets bilag 1. I Danmark gælder det tidvis våd eng, aktiv og nedbrudt højmose, hængesæk, tørvelavning, avneknippemose, kildevæld og rigkær. En række internationalt beskyttede arter har moser og enge som vigtigt levested. Det gælder eksempelvis hedepletvinge, blank seglmos, mygblomst, gul stenbræk og tre arter af vindelsnegle på Habitatdirektivets bilag II, en række flagermusarter, birkemus, odder, stor vandsalamander, løvfrø, spidssnudet frø, springfrø og stor kærguldsmed på bilag IV samt rørhøg, kærhøg, engsnarre, plettet rørvagtel, hvid stork, trane, tinksmid og hjejle på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1.

Status og historisk udvikling

Moser og enge er beskyttet af naturbeskyttelseslovens §3. Arealet med beskyttede moser og enge i Danmark er ca. 1.900 km², svarende til godt 4 % af landets areal, men denne viden har begrænset værdi, eftersom en stor del af det udpegede areal består af såkaldte kulturenge, som må gødskes og omlægges (hvert 7. år eller sjældnere). Sådanne omlagte og gødskede kulturenge, hvis vegetation hovedsageligt består af kulturgræsser, har ingen værdi som levested for den sårbare natur knyttet til moser og enge. Så er det mere interessant at se på de moser og enge, som er beskyttet af Habitatdirektivet, og de er vurderet til at dække et areal på godt 230 kvadratkilometer (Søgaard m.fl. 2008) svarende til ca. 0,5 % af Danmarks landareal og 12 % af det samlede areal med §3-mose og -eng.

Bevaringsstatus blev i 2007 vurderet stærkt ugunstig for alle syv typer af moser og enge på Habitatdirektivet (for nedbrudt højmoser giver det ikke mening at bedømme bevaringsstatus). Hovedårsagen var en ugunstig struktur og funktion grundet afvanding, ophørt græsning og næringsforurening (Søgaard m.fl. 2008). Arealet af mose og eng har været i stærk tilbagegang gennem de seneste 200 år. Tilbagegangen er vanskelig at sætte tal på, fordi vores arealstatistik er upræcis (Levin & Normander 2008), men et konservativt skøn vil være en tilbagegang på mindst 80 % (Rune 1997). I de første 150 år skete tilbagegangen hovedsageligt som følge af afvanding og opdyrkning (Larsen m.fl. 2007). De seneste 50 år har stigningen i landbrugets anvendelse af gødning og foderstoffer medført, at moser og enge enten er blevet drænet, omlagt og gødsket, eller at græsningen er ophørt, fordi den ikke længere var lønsom (Larsen m.fl. 2007).

Trusler mod biodiversiteten

De største aktuelle trusler mod biodiversiteten i mose og eng er afvanding, næringsforurening og ophørt græsning. Dernæst kommer arealtab ved opdyrkning og byggeri. Endelig er der en fremtidig trussel fra klimaændringerne. Tilsammen medfører forringelser og ødelæggelse af levesteder, at den eksisterende fragmentering øges yderligere, hvilket truer sjældne arter, idet risikoen for lokal uddøen fra en lokalitet stiger, og chancen for genindvandring falder. Fragmenteringen rammer især kortlivede arter med store bestandssvingninger og lille spredningsevne – eksempelvis sommerfugle, padder og krybdyr og kortlivede plantearter, eksempelvis eng-troldurt eller eng-ensian.

Næringsforureningen består enten i direkte tilførsel ved gødskning eller indirekte tilførsel via drænvand, oversvømmelser i ådale, jordfygning og erosion fra dyrkede marker eller atmosfærisk deposition. Den direkte gødskning har mest ramt engene, og selv på enge, hvor gødskningen er ophørt, betyder den historiske gødskning, at mange enge i dag er helt eller delvist ødelagt som levested, fordi næringsstofferne stadigvæk findes i jord og planter. Hertil kommer, at den historiske udbringning og den stadige udvaskning af fosfor fra dyrkede marker til enge og moser øger risikoen for, at kvælstoftilførsel fra atmosfæren giver øget vækst og tab af arter. Atmosfærisk nedfald af kvælstof udgør i gennemsnit 14 kg/ha, og nedfaldet er størst i det sydlige Jylland (19 kg/ha) og mindst i Nordsjælland og på øer uden landbrug (6 kg/ha).

I moser og enge er depositionen mindre end i skove. Nedfaldet vil dog stige ved tilgroning med krat af buske og træer. Endvidere kan værdierne være langt højere i nærheden store husdyrbrug. Nedfaldet er aftaget jævnt med 30-35 % fra 1990 til 2008, men er stadigvæk højt sammenlignet med det naturlige baggrundsnefald. Internationale studier tyder på, at en øget tilgængelighed af kvælstof øger plantevæksten og truer diversiteten af moser og karplanter i naturligt næringsfattige plantesamfund (Bobbink m.fl. 2010, Venterink m.fl. 2003).

Flertallet af de moser og enge, som stadig fungerer som levesteder for økosystemets sjældne planter og dyr, findes i lavtliggende områder ved kysterne og i ådalene. Meget ofte ligger der dyrkede marker i det umiddelbare opland, og udvaskningen fra disse marker vil typisk ende i det drænvand og grundvand, som strømmer til de lavereliggende områder. Dette fører til øget vækst og tab af biodiversitet. Selvom opdyrkning ikke er tilladt på arealer med mose og eng, finder der alligevel overtrædelser sted, som fører til yderligere arealtab i naturtyperne (Nygaard m.fl. 2011).

Valg af biodiversitetslementer

Til at repræsentere artskomponenten af biodiversitet har vi udvalgt karplanter, orkidéer, edderkopper, bladbiller, langsnudebiller og svirrefluer (Tabel 5.1). Moser og enge er væsentlige levesteder for sårbare plantearter, og vi har valgt at analysere udviklingen i antallet af plantearter med høj indikatorværdi for en god naturtilstand, svarende til 6 eller 7 i naturtilstandsindexet for habitatdirektivets naturtyper (Fredshavn & Ejrnæs 2009). I praksis er det arter, som er meget følsomme over for næringsforurening, afvanding og tilgroning, og som typisk kun findes i moser og enge med god naturtilstand og mange sjældne arter. Orkidéer er udvalgt fordi de næringsfattige moser og enge er blandt de vigtigste levesteder for denne artsgruppe, og fordi orkidéerne er følsomme over for næringsforurening, afvanding og tilgroning. Moser og enge er blandt de vigtigste levesteder for mosserne. I kilder og vældmoser er bladmosser fremherskende og i højmoser og næringsfattige hængesække, er det tørvemosserne, som opbygger tørvlaget i mosen.

Bladbiller og langsnudebiller er valgt, da disse artsgrupper har mange arter på rødlisten, og fordi moser og enge hører til blandt arternes vigtigste levesteder (Wind & Pihl 2010). Arterne er sårbare over for afvanding, tilgroning og værtsplanternes generelle tilbagegang i hele landskabet. Edderkopper er en vigtig artsgruppe i moser og enge, og mange arter er knyttet til lysåbne og mosrige moser. Moser og enge udgør de vigtigste lysåbne levesteder for svirrefluer, der udgør en væsentlig del af de rødlistede arter i økosystemet (Wind & Pihl 2010). Flere arter er afhængige af fremvældende grundvand, og de er generelt følsomme over for afvanding og tilgroning.

Som levesteder har vi valgt arealet med mose beskyttet af naturbeskyttelsesloven, arealet med næringsfattig mose og eng samt fugtig og våd mose og eng. Disse levesteder er alle knyttet til arealet af naturtyperne i en god naturtilstand og er derfor essentielle for biodiversiteten.

Af processer har vi udvalgt græsning, oversvømmelser i ådale, grundvandspåvirkning og vandmætning som fire vigtige processer, der er med til at opretholde biodiversitet i moser og enge. Græsningen har enorm betydning for vedligeholdelse af levesteder for lys- og varmekrævende arter, for skabelse af tuer og knolde med variation i mikroklima, for spredning og kolonisering af plantearter og for gødningslevende arter af biller og svampe. Oversvømmelser i ådale medvirker til at holde økosystemet lysåbent og starte nye successionsprocesser, efterlade nyt substrat til fordel for bl.a. enårige plantearter, og sprede frø gennem ådalen. Flertallet af mosetyperne er afhængige af en vis grundvandspåvirkning, og det grundvandspåvirkede areal er typisk blevet stærkt indskrænket ved at lede det fremvældende vand bort fra ådale og kystområder ved hjælp af drængrøfter. Vandmætning er ligeledes af afgørende betydning for de våde naturtyper, og her udgør både drængrøfter og vandindvinding en alvorlig trussel mod biodiversiteten.

Udviklingen af biodiversiteten

Antallet af indikatorarter er stabilt i tidvis våd eng, kildevæld og rigkær, men falder signifikant med ca. 4 % per år i højmoser og hængesæk, baseret på de årlige optællinger fra 2004-2009. I samme periode ses et fald i dækningsgraden af de tre mest udbredt gøgeurter (maj-, plettet og kødfarvet gøgeurt) i prøvefelter fra habitattyperne rigkær, kildevæld og tidvis våd eng. I betragtning af at begge analyser baseres på intensive overvågningsstationer, som typisk omfatter nogle af Danmarks bedste og ofte også bedst forvaltede naturlokaliteter, er resultatet overraskende og bekymrende. Udviklingen i mossernes artsantal og dækningsgrad er ukendt, da deres status ikke er evalueret i den seneste rødliste,

og da tidsserierne i det nationale overvågningsprogram endnu er for korte til at gennemføre pålidelige analyser. For de sårbare og truede svirrefluer, biller og edderkopper, er der tale om tilbagegang for en del arter. I de valgte rødlistekategorier er arterne så sjældne, at yderligere tilbagegang kan betyde, at arterne forsvinder fra landet.

Under levestederne er der fundet en tilbagegang i arealet af mose og eng ud fra en stikprøveundersøgelse af områder udpeget efter naturbeskyttelseslovens § 3. Tilbagegangen skyldes opdyrkning, bebyggelse, afvanding samt tilgroning med sammenhængende vedplantevegetation. Der mangler dokumentation for effekten af gennemført genopretning af moser og enge ved rydning af pilekrat og genopretning af græsmarker og agerjord. Vi vurderer at genopretningen ikke opvejer det tab som finder sted, hverken når det gælder areal eller kvalitet.

Udviklingen i næringsstofbelastningen af moser og enge er stabil, målt ved at Ellenbergs kvælstoftal er uændret i perioden 2004-09. Det samme gør sig gældende for udviklingen i Ellenbergs fugtighedstal for tidvis våd eng, medens der er signifikant faldende fugtighedsværdier for højmose, hængesæk, kildervæld og rigkær, hvilket peger på at vegetationen generelt er blevet mere tør som følge af afvanding og/eller tilgroning med vedplanter. Det skal dog bemærkes, at de data, der ligger til grund for beregningerne, er indsamlet på de intensive overvågningsstationer, der alle ligger inden for Natura 2000-områderne. Der er derfor tale om lokaliteter med en bedre naturtilstand og større forvaltningsindsats end landsgennemsnittet.

Når vi går til processerne, er det endnu mere knapt med viden. Græsning, oversvømmelser, grundvandspåvirkning og vandmætning er vigtige processer i økosystemet, men der savnes viden om, hvor stort et areal, som er under indflydelse af disse processer, og om udviklingen i dette areal. Vi vurderer, at det græssede areal af § 3-beskyttede moser og enge er faldende som del af en langvarig tendens til ophørt græsning i naturenge og moser, fordi de er marginale vurderet ud fra produktionslogikken i landbruget.

Grundvandet indgår som en vigtig del af vandets kredsløb, og mængden af rent grundvand har stor betydning for naturtilstanden i den fugtige og våde natur, især for de grundvandsafhængige kildevæld og rigkær. Den samlede mængde grundvand, der oppumpes har godt nok været relativt stabil siden slutningen af 1990'erne (Thorling 2010). Som følge af mangelfulde dataindberetninger er der imidlertid ingen data for udviklingen siden 2006. Udviklingen i andelen af det danske lavbundsareal, der afvandes, er ukendt, ligesom der ikke findes dokumentation for afvandingens intensitet.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Sårbare planter i mose og eng	Antal indikatorarter (2004-2009)	Stabil: Tidvis våd eng Tilbagegang: Højmoser og hængesæk Stabil: Kildevæld og rigkær	
Orkideer i rigkær, kildevæld og tidvis våd eng	Dækningen af gøgeurter i prøvefelter	Tilbagegang	
Mosser	Dækningsgrad og antal arter af mosser		Ukendt
Svirrefluer	Truede og sårbare arter med tilknytning til moser og enge		Tilbagegang: 2 Stabil: 2 Ukendt: 9
Bladbiller og langsnudebiller	Truede og sårbare arter med tilknytning til moser og enge		Tilbagegang: 6 Fremgang: 1 Stabil: 11 Ukendt: 5
Edderkopper	Truede, sårbare og næsten truede arter fra næringsfattige moser og enge		Tilbagegang: 7 Ukendt: 4
LEVESTEDER			
Mose	Arealet af §3-mose	Faldende	
Næringsfattig mose og eng	Udvikling i Ellenbergs kvælstofstal (2004-2009)	Stabil: Tidvis våd eng Stabil: Højmoser og hængesæk Stabil: Kildevæld og rigkær	
Fugtig og våd mose og eng	Udvikling i Ellenbergs fugtighedstal (2004-2009)	Stabil: Tidvis våd eng Faldende: Højmoser og hængesæk Faldende: Kildevæld og rigkær	
PROCESSER			
Græsning	Areal af naturenge og moser i aktiv græsning		Faldende
Oversvømmelse	Areal der påvirkes af oversvømmelser i ådale.		Ukendt
Grundvandspåvirkning	Oppumpede vandmængder til drikkevandsforsyning, industri og markvanding		Ukendt
Vandmætning	Areal med enge og moser uden afvanding.		Ukendt

Tabel 5.1. Biodiversitetslementer for mose og eng.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret udvikling eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For evaluerede artsgrupper er det angivet, hvor mange arter der er i hhv. tilbagegang, fremgang eller hvor udviklingen er stabil eller ukendt. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Samlet vurdering af udvikling og vidensgrundlag

Det vurderes samlet, at biodiversiteten i moser og enge stadigvæk går tilbage, og at 2010-målet derfor ikke er nået. Det er tankevækkende, at så mange af de rødlistede og sårbare arter vurderes at være i stadig tilbagegang, og at såvel arealet af mose og eng som forekomsten af lysåbne levesteder ser ud til at være i tilbagegang. Det er positivt, at næringsstoffbelastningen i moser og enge ser ud til at være stabil på de intensive overvågningsstationer, men det er tvivlsomt, om denne tendens er repræsentativ for hele landet. Mens det vurderes ret sikkert, at den samlede udvikling i biodiversiteten er negativ, er det tankevækkende at 8 ud af 13 væsentlige biodiversitetselementer ikke kan evalueres ved hjælp af overvågningsdata, men kun i form af subjektive vurderinger fra eksperter. Endvidere er flere af de databaserede vurderinger, eksempelvis vedrørende arealet af mose og eng, forbundet med stor usikkerhed, idet der ikke findes en feltbaseret kortlægning af naturtyperne i Danmark, men udelukkende en vejledende kortlægning efter §3 i naturbeskyttelsesloven. På denne baggrund må det konkluderes, at vores viden om biodiversiteten i moser og enge er meget ufuldstændig.

Litteratur

- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., De Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30–59.
- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2009. Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne naturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 735. <http://www.dmu.dk/Pub/FR735.pdf>.
- Larsen, S. N., Nielsen, B. O., Toft, S. og Læssøe, T. 2007. Moserne og de ferske enge. s. 119–166. I: Sand-Jensen, K. & Vestergaard, P. (red.) *Naturen i Danmark: Det åbne land*. 1. udg. Gyldendal, København.
- Levin, G. & Normander, B. 2008: Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 46 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 682.
- Nygaard, B., Ejrnæs, R., Baattrup-Pedersen, A. & Fredshavn, J.R. 2009. Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 144 s. Faglig rapport fra DMU nr. 728. <http://www.dmu.dk/Pub/FR728.pdf>.
- Nygaard, B., Ejrnæs, R., Juel, A. & Heidemann, R. 2011. Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995–2008 – en stikprøveundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 816.
- Rune, F. 1997. Decline of mires in four Danish state forests during the 19th and 20th century. *Forskningscentret for Skov & Landskab, Forskningsserien* nr. 21.
- Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P. N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D. L. J., Jørgensen, T. B. (2008): Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001–2007). Danmarks bidrag til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet. / I: Eionet Central Data Repository: Habitats Directive: Report on Implementation Measures. Eionet, 2008. (html).
- Thorling, L. (red.) (2010): Grundvandsovervågning 2009 – Grundvand. Status og udvikling 1989–2008. Rapport fra GEUS
- Venterink, O. H., Wassen, M. J., Verkroost, A. W. M. & de Ruiter, P. C. 2003. Species richness-productivity patterns differ between N-, P- and K-limited wetlands. *Ecology* 84: 2191–2199.
- Wind, P. & Pihl, S. (red.): Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]–. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010).

KAPITEL 6 SØER

Martin Søndergaard &
Peter Wiberg-Larsen

Søer omfatter i denne rapport alle områder, hvor der enten permanent eller tidsvist forekommer fordybninger i terrænet med stillestående vand. Søer omfatter således alt fra små vandsamlinger til vore største søer, ligesom der kan være tale om vandsamlinger med forskellig saltholdighed. For de tidsvist udtørrende vandsamlinger er der en glidende overgang til naturtyper som moser og kær. Ligeledes er der glidende overgange til vandløb, når disse stedvis bliver meget brede og vandet tilsyneladende stillestående.

Hvor findes søerne?

Der findes søer overalt i Danmark. I alt er der ca. 120.000 søer eller vandhuller større end 100 m² (Søndergaard m.fl. 2006). Denne nedre grænse er interessant, fordi disse vandområder er omfattet af Naturbeskyttelseslovens bestemmelser. Dertil kommer ca. 50.000 tidsvist vandfyldte (temporære) vandhuller under denne størrelsesgrænse (Søndergaard m.fl. 2002). De fleste stillestående vandområder er små, hvor kun omkring 80 søer er større end 100 hektar og 3.200 større end 1 hektar. Mens de mange småsøer og vandhuller ligger spredt ud over hele landet, er de store søer (>100 hektar) koncentreret i Nord- og Midtjylland samt i Midt- og Nordvestjylland.

Vandhuller som udtørrer om sommeren er et overset levested, beboet af "specialister".

Foto: Lars Iversen.



De fleste af nutidens større søer opstod, da isen trak sig tilbage for omkring 17.000 år siden og efterlod et kuperet morænelandskab med mange lavninger, hvori søerne kunne dannes via nedbør og/eller grundvand. Der blev også dannet mange mindre søer og vandhuller, som sidenhen er forsvundet ved naturlig tilgroning. Der er dog gennem tiden opstået ny søer og vandhuller, fx i kraft af vandløbenes naturlige dynamik, hvor åslyngninger er blevet afsnøret. Nye søer og vandhuller er også opstået, hvor vinden har flyttet sand på afblæsningsflader. Større søer er opstået i forbindelse med landhævnningen i de nordøstlige dele af landet, hvor fjordarme blev afskåret fra havet og omdannet til ferske søer. Et eksempel er Arresø, som efter først at have været en dyb ferskvandssø efter istiden, og sidenhen en brakvandsfjord, genopstod som Danmarks største ferskvandssø for 2.000-3.000 år siden (Klein 1989). Naturlige oversvømmelser i ådalene og store mængder nedbør har desuden til stadighed skabt et stort antal temporære søer og vandhuller. En meget stor del af nutidens mange mindre søer og vandhuller er dog kunstige, skabt via indvinding af mergel, ler, tørv, grus og sand, eller som mølledamme ved opstemning af vandløb. Kun omkring 1/3 af de danske småsøer og vandhuller skønnes at være dannet af naturlige processer (Søndergaard m.fl. 2002). Mange af de større søer er i øvrigt kulturpåvirkede via kunstigt ændret eller reguleret vandstand.

Danske søer kan inddeles i hovedtyper på baggrund af forskelle i kalkholdighed, vanddybde, humusindhold og saltholdighed (Mathiesen 1969, Søndergaard m.fl. 2003). Alle søer har en række fælles træk, men ofte knytter der sig en speciel flora og fauna til de forskellige søtyper. Dette gælder for vandplanterne, hvis forekomst pga. forskelle i tolerance over for surhedsgrad (pH) og behov for bikarbonat som kulstofkilde varierer med søernes kalkholdighed (Iversen 1929, Vestergaard & Sand-Jensen 2000). Størsteparten af de danske søer er kalkrige, mens omkring 10 % er kalkfattige (Søndergaard m.fl. 2003). Grundskudsplanter som lobelie, strandbo og brasenføde er karakterarter for de kalkfattige søer, som især findes på sandede jorder i Midt- og Vestjylland. De fleste danske søer er lavvandede, og kun ca. 1/3 har en middelvanddybde over 3 m. Kun enkelte søer er dybe nok til at udvikle en stabil temperaturlagdeling om sommeren. Visse plante- og dyrearter er tilpasset livet i de dybe søer med permanent koldt bundvand og relativt lave iltkoncentrationer om sommeren. Men enkelte arter kræver også iltrigt bundvand. Dybe søer findes i de fleste egne af landet, hvor Furesøen toppe med en maksimumsdybde på 38 m.

I skov- og hedeområder findes brunvandede søer med højt indhold af humusstoffer, men størsteparten af de mindre søer er relativt brunvandede på grund af en relativt stor kontakt til det omgivende land. Fx er både permanente og temporære vandhuller og pytter i skovene brun- og ofte også ret survandede. Langs alle kystområder findes saltvandspåvirkede søer (brakvandssøer), men søtypen er især hyppig langs Jyllands vestkyst og den vestlige del af Limfjordsområdet. I brakvandssøerne vil der i forskellig grad kunne trives organismer fra både det ferske og marine miljø (Jeppesen m.fl. 2002).

Selvom søer er ret velafgrænsede økosystemer, der ligger som "øer" i landskabet, er deres biodiversitet i høj grad afhængig og påvirket af det omgivende opland. Er oplandet stort, er der typisk også en stor vandtilførsel og udskiftning af søens vandmasse. Fra oplandet tilføres de næringsstoffer, som har betydning for søernes biologiske struktur, funktion og artsrigdom. Påvirkes de naturlige processer i oplandet fx gennem landbrugsdrift, får det afgørende indflydelse på tilførslen af næringsstoffer som kvælstof og fosfor. Nogle søer har et meget lille opland og er typisk født af grundvand. Her er indflydelsen fra oplandet mindre. Det er blandt disse, at vi finder søer med naturligt lavt indhold af næringsstoffer.

Øget næringsstofindhold fører til øget produktion af planktonalger og dermed mere uklart vand, fulgt af en række ændringer i samspillet mellem de forskellige planter og dyr. Mest markant er ændringen fra klarvandede og næringsfattige søer, hvor produktionen af organisk stof primært foregår ved planterne på bunden, til uklare og næringsrige søer, hvor produktionen især skyldes de frie vandmassers planteplankton. Det uklare vand fører bl.a. via bortskygning til færre og andre undervandsplanter, hvilket virker negativt på mængden af plantecædende fugle og en række smådyr og fisk knyttet til vegetationen (fx Wiberg-Larsen m.fl. 2009). Tilsvarende sker der ændringer og forskydninger i dominansen af en række af de øvrige organismegrupper (Jeppesen m.fl. 2005), som generelt reducerer den samlede biodiversitet.

Øget tilførsel af næringsstoffer fremmer også den naturlige tilgroningsproces, hvor søerne gennem tiden bliver mere og mere lavvandede for til sidst at udvikle sig til andre naturtyper som moser eller enge. Tilgroningen skyldes, at der stadig tilføres både organisk og uorganisk materiale udefra via vandløb og fx nedfald af døde blade, men også via søernes egen produktion af organisk stof, hvoraf en del vil bundfældes og aflejres på søbunden.

Grønbroget tudse er stadig i tilbagegang. Den lever typisk i kystnære, ofte svagt salte vandhuller.

Foto: Lars Iversen.



Biodiversiteten i søer afhænger også af kontakten til andre vandområder. Således vil isolerede søer beliggende langt væk fra andre vandområder generelt have en mindre artsrigdom end søer, som har kontakt til andre vandområder. Dette er fx påvist i forhold til antallet af plantearter i og ved småsøer (Møller & Rørdam 1985, Linton & Goulder 2003). Nogle padders sprednings- og overlevelsesmuligheder er ligeledes betinget af en relativt stor tæthed af vandhuller (Marsh & Trenham 2001, Smith & Green 2005).

Biodiversiteten i de danske søer omfatter en række større planter og dyr. I alt forekommer omkring 140 arter af egentlige vand- og sumpplanter (blomsterplanter eller karsporeplanter), 30 naturligt forekommende fiskearter, 48 ynglende fuglearter, 14 paddearter samt enkelte pattedyr (vandspidsmus, dam- og vandflagermus, mosegris og odder) i tilknytning til søer og damme (se fx Sand-Jensen 2001). Hertil kommer ca. 1.300 arter af bundlevende hvirvelløse dyr som ferskvandssvampe, fimreorme, børsteorme, igler, bløddyr, krebsdyr, insekter, spindlere og mosdyr (Wiberg-Larsen, upubliceret). Alene blandt insekterne er op imod 1.000 arter knyttet til søer og damme. De mest artsrige insektgrupper

er guldsmede, tæger, vårflyer samt ikke mindst biller og tovinger (myg og fluer). Endelig findes der hundreder af arter af plante- og dyreplankton, hvis forekomst og udbredelse i høj grad bestemmes af de omgivende miljøvariable, herunder ikke mindst tilgængeligheden af næringsstoffer. Samlet set er artsrigdommen væsentlig større i søer og damme end i vandløb.

De danske søers plante- og dyreliv adskiller sig biodiversitetsmæssigt ikke væsentlig fra den, som findes i dele af vores nabolande. Danske søer er dermed ikke specielt enestående, ligesom de ikke huser ferskvandsarter, som kun findes i Danmark. Til gengæld udgør mange af brakvandssøerne langs vestkysten og de tilknyttede vådområder internationalt vigtige yngle- og fourageringsområder for trækfugle.

Status for biodiversiteten

Mængdemæssigt er Danmark stadig rig på søer og vandhuller, idet der dog er udtalt mangel på temporære vandhuller i det åbne land. Til gengæld er tilstanden og biodiversiteten i søer og vandhuller langt fra god (fx Bjerring m.fl. 2010). Bevaringsstatus blev i 2007 vurderet som stærkt ugunstig for samtlige af økosystemets fem naturtyper omfattet af habitatdirektivet (kalk- og næringsfattige søer og vandhuller, ret næringsfattige søer og vandhuller, kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks, og brunvandede søer og vandhuller) (Søgaard m.fl. 2008). Hovedårsagen til den ugunstige status var belastning med næringsstoffer. Ligeledes var bevaringsstatus ugunstig til stærkt ugunstig for 13 ud af i alt 17 arter af planter, insekter og padder knyttet til søer. Overordnet set er problemet, at status for de naturlige processer, som har betydning for biodiversiteten, også er ugunstig.

Historisk set har antallet af søer i Danmark været i tilbagegang gennem mange år. Især i forbindelse med indvindingen af nye landbrugsområder er der gennem de sidste 100-200 år sket store reduktioner i antallet og arealet af søer. En gennemgang af en række søer og vandhuller af forskellig størrelse i Aarhus kommune viste således et gennemsnitligt fald i antallet på 70 % fra starten af 1900-tallet til 1980. (Skriver & Skriver 1981). Tilsvarende angives antallet af søer og vandhuller i oplandet til Arreskov Sø på Fyn at være reduceret med 76 % inden for de seneste 100 år (Fyns Amt 2000). Dertil kommer, at der må formodes at have været en endnu større tilbagegang for de temporære vandhuller, som har været særligt udsatte for bortdræning og opfyldning i forbindelse med landbrugsdrift. I de seneste 20 år er der dog anlagt eller gendannet en del nye søer og vandhuller i forbindelse med loven om naturforvaltning og gennemførelsen af Vandmiljøplan II (Hoffman m.fl. 2004, 2005). Der har mest været tale om mindre søer, men også forholdsvis store søer som eksempelvis Bøllingsø i Midtjylland (360 hektar) og Vilsted Sø i Nordjylland (450 hektar). Dertil kommer anlæg af et meget stort antal småsøer og vandhuller på helt privat basis (Søndergaard m.fl. 2002).

De danske søer har gennem århundreder været udsat for menneskeskabte påvirkninger, ikke blot ved fuldstændig tørlægning (se ovenfor) for at inddrage mere landbrugsjord, men i mindst lige så høj grad som følge af ændret arealanvendelse i deres oplande via skovfældning, opdyrkning og bebyggelse (Mathiesen 1969, Sand-Jensen 2001). Disse ændringer er ikke alene af nyere dato (Bradshaw 2001, Johansson m.fl. 2005). Meget betydelige ændringer har således fundet sted allerede for flere hundrede år siden (Amsinck m.fl. 2003). Et eksempel er Dallund Sø på Fyn, hvor der ses store ændringer allerede i middelalderen, formentlig som følge af skovrydning og introduktion af hjulploven (Johansson m.fl. 2005).



Ferejen *Eubbranchipus grubii* overlever udtørringen af vandhullet via æg som kan tåle at tørre ud. Artens status er vurderet stabil, men dens levested er dårligt beskyttet.

Foto Klavs Peter Brodersen.



Den største påvirkning af de danske søer er dog sket gennem det sidste århundrede via den øgede næringsstofftilførsel, som langt de fleste søer har været udsat for. Især øget tilførsel af fosfor og til dels også kvælstof har haft afgørende betydning for søernes tilstand og har ført til markante ændringer for en lang række planter og dyr og den samlede biodiversitet (Jeppesen m.fl. 2005). Tilførslen af næringsstoffer er sket via spildevandsudledninger fra bysamfund, dambrug, industri og de spredt liggende ejendomme på landet. Forbedret spildevandsrensning og afskæring af spildevand har imidlertid de sidste 20-30 år reduceret denne belastning betydeligt. Herved har tilførslen af næringsstoffer fra landbruget og udledninger fra spredt bebyggelse fået en stadig større relativ betydning (fx Wiberg-Larsen m.fl. 2010). Den nuværende næringsstofftilførsel ligger således stadigvæk væsentligt over den naturbetingede for de fleste søers vedkommende. Mange af de mindre søer, som ofte er uden egentlige vandtilløb, har også været udsat for påvirkninger i form af næringsholdigt drænvand, men også i nyeste tid i form af udsætning og fodring af ænder (Wiberg-Larsen m.fl. 2000). Det giver sig udslag i, at næringsstofindholdet i de mindre søer generelt er højere end i de større søer (Jørgensen m.fl. 2009).

Trusler mod biodiversiteten

Den mest aktuelle trussel mod søernes biodiversitet og de bagvedliggende processer er stadig tilførsel af næringsstoffer. Det medfører dominans af næringsstofkrævende arter og generelt mindsket biodiversitet. De forventede fremtidige klimaforandringer kan være med til at skubbe udviklingen i den forkerte retning, fordi de forventes at føre til mere næringsrige forhold, bl.a. fordi udvaskningen af næringsstoffer vil øges (Jeppesen m.fl. 2009). Et ændret klima med højere temperaturer kan desuden forskyde artssammensætningen i søerne og eksempelvis føre til større dominans af karpefisk, fordi højere temperatur giver disse arter bedre yngle- og overlevelsesmuligheder. Det vil forringe levevilkårene for andre arter. Udsætning og opfodring af gråænder samt udsætning af fisk og krebs, har betydelig negativ effekt i især mindre søer og vandhuller, bl.a. ved at udelukke forekomst af padder.

Valg af biodiversitetselementer

Som særligt velegnede til at repræsentere biodiversiteten i form af arter og artsgrupper er valgt grundskudsplanter (isoetider), vandaks-arter, smådyr (især døgnfluer, biller, vårfluer, dansemyg m.fl.) i større søers bredzone, guldsmede, vandtæger, biller, ferejer/damrokker/muslingeskalkrebs, visse fiskearter, padder samt vandfugle (Tabel 6.1).

Vandplanterne har en vigtig rolle i naturlige sø- og vandhuløkosystemer. Det gælder for stofomsætningen, men ikke mindst som leve- og skjulested for mange smådyr og visse fiskearter. Isoetiderne (bl.a. lobelie, strandbo, bransenføde og pilledrager) er en særlig følsom gruppe vandplanter knyttet til klarvandede, kalkfattige, men ikke sure søer og vandhuller. Arternes udbredelse er indskrænket markant inden for de seneste 100 år (Sand-Jensen m.fl. 2000, Andersen m.fl. 2005). Det samme gælder vandaks-arterne, hvoraf flere kun trives under klarvandede og kalkrige, men næringsfattige forhold. Flere arter er i særlig grad knyttet til større søer, mens andre primært forekommer i vandhuller.

Smådyrene er vigtige for omsætningen af organisk stof. I større søer er artsrigdommen af smådyrene langt rigest udviklet i bredzonen sammenlignet med den bløde, vegetationsløse bund på dybere vand. Der er uden tvivl sket en markant tilbagegang for mange arter som følge af en tiltagende næringsstofberigelse, ikke mindst for arter, som er knyttet til undervandsvegetation. I de mindre søer og vandhuller er grupper som guldsmede, vand-

tæger og biller ret dominerende med et stort antal arter. Fx udgør biller samlet omkring 25 % af den samlede artsrigdom af de større hvirvelløse dyr. Flere arter har haft en markant tilbagegang (Damgaard 2005b, Rasmussen 2005). Ferejer, damrøkker og muslingeskal-krebs er nært knyttet til udtørrende vandhuller, ofte sådanne som ligger lysåbent i ådale, hvor de er afhængige af det hydrologiske samspil med vandløbene (Brtek & Thiery 1995). Selvom de kun omfatter få arter, repræsenterer de disse levesteders mest følsomme arter, og de har været i kraftig tilbagegang (Damgaard & Olsen 1998, Damgaard 2005a).

Fiskene spiller ligesom vandplanterne en central rolle i søernes biologiske struktur. Således kontrollerer visse arter (skalle og brasen) mængden og sammensætningen af dyreplanktonet, som selv har stor indflydelse på mængden og sammensætningen af planteplanktonet. Nogle fiskearter (helt, heltling, smelt og løje) er følsomme over for høje næringsstofniveauer og de strukturelle ændringer, dette medfører, og har haft større eller mindre tilbagegang (Carl m.fl. 2010). Det gælder formodentlig også for bundlevende arter som pignmerling og dyndsmerring.

De fleste padderyngler i lysåbne småsøer og vandhuller med god vandkvalitet, tilstedeværelse af vandplanter og fravær af fisk. En enkelt art, strandtudsen, foretrækker temporære vandhuller. Uden for ynglesæsonen opholder padderynglerne sig på land, hvor de kræver egnede skjul, tilstrækkeligt med føde og overvintringspladser. Intensivt opdyrkede arealer omkring søerne er derfor stærkt ugunstige. På grund af en nedgang i antallet af egnede levesteder har næsten samtlige 14 danske arter haft betydelig tilbagegang gennem de sidste 100 år (Fog 2004).

Mindst 25 arter af fugle er i særlig grad knyttet til søer og vandhuller. En del arter søger deres føde direkte i vandet (lappedykkere, vandhøns, svaner, ænder, måger, terner, fiskehejre, rørdrum), mens andre er knyttet til rørsumpen eller tilstødende arealer (sangere, gæs). Enkelte arter indtager en vigtig position i søernes biologiske struktur (fx de vandplanteædende bluishøns og knopsvaner og fiskepisere som skarv og toppet lappedykker). Flere arter har haft en mere eller mindre markant tilbagegang inden for de seneste 100 år, mens andre enten er indvandret i denne periode eller har haft fremgang gennem store dele af perioden (DOF 2010).

Til beskrivelsen af biodiversiteten i form af levesteder er valgt forekomsten (antal/udstrækning) af permanente og temporære søer og vandhuller. Men selvom der er en sammenhæng mellem antallet af mulige levesteder og biodiversiteten, er der kun tale om et mål for kvantitet, ikke kvalitet af levestederne. Derfor har vi suppleret listen med forekomsten af naturligt klarvandede søer, idet mange af søernes truede arter er afhængige af, hvor klart vandet er.

Som indikator for processer er valgt forekomsten af naturlig vand- og næringsstoffdynamik. Der er således en klar sammenhæng mellem næringsstofniveau og biodiversitet for en række organismegrupper. Indikatoren er imidlertid ikke enkel at anvende i praksis, hvad angår de hydrologiske forhold. Forsimplet kan næringsstoffdynamikken dog beskrives ved indholdet af kvælstof og fosfor i vandfasen: Et lavt indhold tyder således på naturlig dynamik, et højt på en menneskeskabt og påvirket dynamik. En del af den naturlige næringsstoffdynamik skyldes fx ænder, gæs og skarvers tilførsel af gødning. Disse vil eksempelvis netto tilføre stoffer, hvis de søger deres føde uden for en sø, og derefter gøder søen via deres afføring.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Grundskudsplanter	Udbredelse, hyppighed		Tilbagegang: 1 Stabil: 3 Ukendt: 1
Vandaks-arter	Udbredelse, hyppighed	Stabil	
Smådyr (døgnfluer, biller, vårflyer, dansemyg m.v.) i større søers bredzone	Udbredelse		Ukendt
Ferejer, damrokke og muslingeskalkrebs.	Udbredelse		Stabil: 2 Ukendt: 3
Guldsmede	Udbredelse		Tilbagegang: 3 Fremgang: 3 Stabil: 39 Ukendt: 4
Vandtæger	Udbredelse		Fremgang: 2 Stabil: 49 Ukendt: 3
Biller	Udbredelse		Ukendt
Fisk (udvalgte arter)	Udbredelse, bestandsstørrelser		Tilbagegang: 1 Stabil: 4 Ukendt: 1
Padder	Udbredelse, bestandsstørrelser		Tilbagegang: 5 Fremgang: 3 Stabil: 6 Ukendt: 1
Vand-/sumpfugle	Udbredelse, bestandsstørrelser		Tilbagegang: 2 Fremgang: 7 Stabil: 16
LEVESTEDER			
Permanente søer og vandhuller	Antal, areal		Stabil
Temporære vandhuller	Antal		Ukendt
Naturligt klarvandede søer	Antal, areal	Stabil	
PROCESSER			
Naturlig vand- og næringsstoffdynamik	Indhold af kvælstof og fosfor i vandfasen	Faldende: Større søer Stabil: Mindre søer	
Naturlig næringsstoffdynamik via vandfugle	Søer med udsætning og fodring af gråænder til jagt		Ukendt

Tabel 6.1. Biodiversitetslementer for søer.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret udvikling eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For evaluerede artsgrupper er det angivet, hvor mange arter der er i hhv tilbagegang, fremgang eller hvor udviklingen er stabil eller ukendt. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Samlet vurdering af udvikling og vidensgrundlag

Udviklingen i de danske søers og vandhullers biodiversitet har set over et længere tidsperspektiv været markant negativ for samtlige udvalgte indikatorer. Ser man derimod på de sidste 5-20 år varierer billedet meget fra indikator til indikator.

For grundskudsplanter, vandaks-arter og naturligt klarvandede søer er tilbagegangen formodentlig standset. Strandbo synes dog fortsat at være i tilbagegang, hvor den stort set er forsvundet fra det østlige Danmark, men også er under pres i mindre søer og vandhuller i Jylland. Men flere af de næringsstoffølsomme arter er nu så sjældne, at deres mulighed for at spredes til nye lokaliteter i takt med, at disse bliver egnede levesteder, er begrænset. Dette er illustreret tydeligt for Furesø, hvor antallet af undervandsplanter nok er steget efter forbedring af vandkvaliteten, men hvor nogle af de oprindelige arter knyttet til næringsfattige forhold endnu er ikke vendt tilbage (Sand-Jensen m.fl. 2008). For nogle af de mere tolerante og almindeligt udbredte vandaks-arter er der tendens til øget udbredelse.

Blandt smådyrene er kun tre arter, "guldsmedene" *Coenagrion lunulatum*, *Nehalenia speciosa* og *Sympetrum striolatum*, med rimelig sikkerhed i fortsat tilbagegang. For de øvrige indikatorsmådyr er der ikke sikre tegn på fortsat tilbagegang.

Blandt fiskene er kun dyndsmølle i tilbagegang, mens løje smelt, helt og heltling synes at have stabile bestande. Hos padderne er hele fem arter (grønbroget tudse, strandtudse, løgfrø, spidssnudet frø og grøn frø) ud af i alt 13 paddearter i stadig tilbagegang, uden at årsagerne hertil dog er afklarede. Tre paddearter (klokkefrø, løvfrø, og bjergslamander) har dog haft en vis fremgang som følge af udsætninger samt etablering og pleje af vandhuller.

Blandt vand- og sumpfuglene er kun krikand og sortterne med sikkerhed i fortsat tilbagegang. Førstnævnte er i særlig grad knyttet til hedesøer og -vandhuller, som muligvis er særlig udsat for biotopsforringelser i form af fx eutrofiering.

Udviklingen i antallet og arealet af søer og vandhuller vurderes at være stabil, fordi der stadig anlægges nye søer og vandhuller og formodentlig kun i mindre grad forsvinder vandhuller. Ligeledes er antallet og arealet af naturligt klarvandede søer stabilt.

Endelig er udviklingen for større søer med en naturlig vand- og stofdynamik samlet set positiv, fordi der foregår en reduktion i tilførslerne af næringsstoffer. Derimod er denne udvikling generelt stabil i de mindre søer. Vurderingen er baseret på NOVANA-data.

Samlet set er tilbagegangen i biodiversitet standset for de større søers vedkommende, hvilket primært kan tilskrives indsatsen for at begrænse næringstoftilførslerne. Derimod foregår der stadig tab af biodiversitet i de små søer og vandhuller. Dette skyldes formodentlig primært en øget belastning med næringsstoffer, fordi den ovenfor nævnte indsats ikke har været rettet mod de mindre vandområder.

Selvom der for flere af de anvendte indikatorer ikke foreligger brugbare data, vurderes datagrundlaget for de øvrige at være rimelig pålideligt til at kunne understøtte vurderingerne. Det kan dog ikke udelukkes, at visse vurderinger af en stabil udvikling dækker over et utilstrækkeligt datagrundlag. Fx er det sandsynligt, at arter fra udtørrende vandhuller som ferejer, damrokker og muslingeskalkrebs reelt er i fortsat tilbagegang som følge af en fremadskridende forringelse af deres levesteder.

Litteratur

- Amsinck, S. L., Johansson, L. S., Bjerring, R., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jensen, K., Bradshaw, E., Anderson, N. J., Bennike, O., Nielsen, A. B., Rasmussen, P., Ryves, D., Stavngaard, B., Brodersen, K., McGowan, S., Odgaard, B. V. & Wolin, J. 2003. Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. 120 s. Faglig rapport fra DMU nr. 476. Danmarks Miljøundersøgelser. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR476.PDF
- Andersen, T., Pedersen, O. & Andersen, F. Ø. (2005) Udbredelse af Strandbo før og nu. *Vand & Jord* 12: 136-139.
- Bjerring, R., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Landkildehus, F., Sortkjær, L. & Wiindolf, J. 2010. Søer 2009. NOVANA. 96s. Faglig rapport fra DMU nr. 803. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. <http://www.dmu.dk/Pub/FR803.pdf>
- Bradshaw, E. 2001. Linking land and lake. The response of lake nutrient regimes and diatoms to long-term land-use change in Denmark. Ph.D. thesis, University of Copenhagen, 118 s.
- Brtak, J. & Thiery, A. 1995. The geographic distribution of the European Branchiopods (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata, Laevicaudata). *Hydrobiologia* 298: 263-280.
- Carl, H., Berg, S., Møller, P. R., Rasmussen, G. H. & Nielsen, J. G. 2010. Ferskvandsfisk. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>.
- Damgaard, J. & Olesen, J. 1998. Distribution, phenology, and status for the larger *Branchipoda* (Crustacea: Anostraca, Notostraca, Spinicaudata and Laevicaudata) in Denmark. *Hydrobiologia* 377: 9-13.
- Damgaard, J. 2005a. Ferejer, damrokke, muslingeskalkrebs. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Damgaard, J. 2005b. Vandtæger. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- DOF 2010. Danmarks fugle. www.dofbasen.dk/ART/
- Fog, K. 2004. Padder. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Fyns Amt 2000. Fyns vandmiljø. Status over 25 års indsats og resultater. 144 s. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.
- Hoffmann, C. C., Baattrup-Pedersen, A., Jeppesen, E., Amsinck, S. L. & Clausen, P. 2004. Overvågning af Vandmiljøplan II Vådområder 2004. Danmarks Miljøundersøgelser. 103 s. Faglig rapport fra DMU nr. 518. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Iversen, J. 1929. Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation. *Botanisk Tidsskrift* 40: 277-333.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Amsinck, S., Jensen, J. P., Lauridsen, T. L., Pedersen, L. K., Landkildehus, F., Nielsen, K., Ryves, D., Bennike, O., Krog, G., Schriver, P. & Christensen, I. 2002. Søerne i De Østlige Veje. 92 s. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 394. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E. & Winder, M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771.
- Johansson, L. S., Amsinck, S. L., Hansen, R. B. & Jeppesen, E. 2005. Mid- to late-Holocene land-use change and lake development at Dallund Sø, Denmark: Trophic structure inferred from cladoceran subfossils. *Holocene* 15: 1143-1151.
- Jørgensen, T. B., Clausen, J., Bjerring Hansen, R., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Jeppesen, E. 2009. Søer 2007. NOVANA. 68 s. Faglig rapport fra DMU nr. 710. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. <http://www.dmu.dk/Pub/710.pdf>
- Klein, T. 1989. Søerne i de gode gamle dage – om den "økologiske baggrundstilstand". *Vand & Miljø* 5: 211-215.
- Linton, S. & Goulder, R. 2003. Species richness of aquatic macrophytes in ponds related to number of species in neighbouring water bodies. *Archiv für Hydrobiologie* 157: 555-565.

- Marsh, D. M. & Trenham, P. C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40-49.
- Mathiesen, H. 1969. Søernes planter. I: Nørrevang, A. & Meyer, T.J. (red.) *Danmarks Natur*, bind 5 – De ferske vande: 237-280. Politikens Forlag.
- Møller, T. R. & Rørdam, C. P. 1985. Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45: 8-16.
- Pihl, S. 2010. Fugle. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Rasmussen, J.F. 2005. Guldsmede. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Sand-Jensen, K. 2001. Søer – en beskyttet naturtype. 309 s. Gads Forlag, Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Sand-Jensen, K., Riis, T. & Vestergaard, O. 2000. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology* 88: 1030-1040.
- Sand-Jensen, K., Pedersen, N. L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum J. & Brodersen K. P. 2008. 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology* 96: 260-271.
- Skriver, P. & Skriver, S. 1981. Vandhuller, moser og søer i Århus Kommune – en naturhistorisk undersøgelse af 1345 vådlokaliteter. Udgivet med støtte af Fredningsstyrelsen. Eget Forlag.
- Smith, M. A. & Green, D. M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28: 110-128.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. 2002. Små søer og vandhuller. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P.N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D. L. J., Jørgensen, T. B. 2008. Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001-2007) (Notat til By- og Landskabsstyrelsen). Afrapportering til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P., Bradshaw, E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. 2003. Vandrammedirektivet og danske søer – søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. 140 s. Faglig rapport fra DMU nr. 475, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Søndergaard, M., Skriver, J. & Henriksen P. (red.) 2006. Vandmiljø, biologisk tilstand. Miljøbiblioteksbog 10. Forlaget Hovedland.
- Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. 2000. Macrophyte richness in Danish lakes. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* 57: 2022-2031.
- Wiberg-Larsen, P., Fog, K., Ejbye-Ernst, M., Jensen, P. N., Myssen, P. & Franko-Dossar, F. 2000. Når sømiljøet får et "rap". *Vand & Jord* 7: 90-94.
- Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 2009. Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer. 46 s. Faglig rapport fra DMU nr. 747. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Wiberg-Larsen, P. (red.) 2010. Vandløb 2008. NOVANA. 66 s. Faglig rapport fra DMU nr. 764. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. <http://www.dmu.dk/Pub/FR764.pdf>.

KAPITEL 7 VANDLØB

Peter Wiberg-Larsen,
Annette Baattrup-Pedersen &
Esben Astrup Kristensen

Vandløb er naturlige økosystemer, som dannes når vand strømmer gennem landskabet. Vandet stammer dels fra den del af nedbøren, som ikke siver ned igennem jorden og danner grundvand eller når at fordampe, dels fra udsivning af mere eller mindre dybtliggende grundvand. Trods sin egenart har vandløb tæt fysisk, kemisk og biologisk kontakt til de tilstødende økosystemer med betydelig gensidig påvirkning. Der findes desuden en glidende overgang til søer, når vandløb stedvis bliver meget brede og vandet tilsyneladende er stillestående.

Hvor findes vandløbene?

Vandløb findes i alle egne af Danmark med en naturlig tæthed på ca. 1,5 km/km². Langt de fleste af Danmarks ca. 64.000 km vandløb er skabt ved naturlige processer, men dertil kommer et stort antal kunstigt anlagte kanaler og grøfter. Vandløbene, og de ådale, som de gennemstrømmer, blev skabt under og efter den seneste istid (Pedersen m.fl. 2006). Smeltevandet eroderede dybe dale og aflejrede sand, grus og sten. I det vestlige Jylland koncentreredes smeltevand i flere store floder, som dannede store udvaskningsflader, hvor sand, grus og sten blev aflejret (de nutidige hedesletter). Efter istiden fortsatte vandløbene med at erodere istidslandskabet og formede flodsletter og ådale (Pedersen m.fl. 2006). Landhævninger har desuden skabt områder med marine aflejringer, som vandløbene har eroderet sig ned i. Det er tilfældet i det nordvestlige og sydvestlige Jylland. Kun på Bornholm forekommer vandløb, som strømmer på rent grundfjeld, og derved afviger fra andre danske vandløb.

De danske vandløbs største slørvinge, *Perlodes microcephalus*, er i stor fremgang i disse år.

Foto: Niels Sloth, Biopix.



Vandløb er naturligt i en dynamisk ligevægt med deres ådal og flodslette (Pedersen m.fl. 2006). Hældningen og det strømmende vand bidrager med den energi, som er nødvendig for at transportere jordpartikler, som eroderes fra vandløbets bredder og de tilstødende områder. Erosionen er størst i vandløbenes øvre dele, hvor vandløbene er små og talrige, og hvor faldet er størst. I de nedre dele af vandløbene, hvor faldet er mindre, svømmer disse naturligt over fra tid til anden og aflejrer fint sediment og organisk materiale på flodsletterne. Dette nære samspil mellem vandløb og ådal er helt afgørende for udviklingen af naturtyper som ådalenes enge, moser og temporære søer. Vandløbene vil naturligt arbejde sig gennem landskabet i slyngninger og ofte skifte forløb. Derved afsnøres dele af vandløbet fra tid til anden som "døde" åslynger, der derved bliver til småsøer, damme eller moser.

Uden menneskets indgriben ville den naturlige vegetation langs vandløbene være skov eller kratskov, dog afbrudt af lysåbne strækninger, skabt af bæveres fældning af træer, store hovdyrs græsning, naturlige brande, vandløbet egen erosion og stormfald (Svenning 2002). Træerne skygger for dele af vandløbsoverfladen, ligesom de leverer dødt bladmateriale og dødt ved til selve vandløbet. Både blade og ved fungerer her som føde for mange smådyr og mikroorganismer, mens især store træstammer og grene desuden fungerer som strukturerende elementer, der tvinger strømmen i ny retninger og medvirker til at skabe variation (uorden). I de mindste vandløb er tilførslen af udefra kommende organisk stof dominerende i forhold til den mængde, som produceres i vandløbene selv (Petersen m.fl. 1995). Produktionen af organisk stof er pga. beskygningen begrænset til fastsiddende alger og visse mosser. Først når vandløbsbredden øges, bliver der lys nok til vækst af neddykkede eller svømmende planter. Disse er i mindre grad direkte føde for vandløbets smådyr, som til gengæld spiser de alger, som gror på planterne. Smådyrene ædes af forskellige fisk samt enkelte specialiserede fugle som vandstær, bjergvipstjert og et enkelt pattedyr (vandspidsmus), mens fiskene er føde for odderen, som er økosystemets toprovdyr.

Vandløbene består af et fint forgrenet netværk af mange små vandløb, der samles i færre og stadig større vandløb (Pedersen m.fl. 2006). Flere vandløb er født af grundvand og har relativt konstant temperatur året rundt. De udspringer ofte ved foden af bakker og har stort fald. Selvom vandløbenes hældning generelt aftager i takt med, at deres vandføring og størrelse øges, forekommer der ofte strækninger med stærkt skiftende hældning, og undertiden indskudte søer, hvor vandets opholdstid forøges betragteligt. Der er desuden betydelig forskel mellem vandløb vest og øst for israndslinjen. Mod vest er de primært født af grundvand og har derfor ret stabil vandføring, og de har overvejende sandet bund (Kronvang m.fl. 2006). Øst for israndslinjen varierer vandføringen meget mere, fordi kun en relativt lille del af vandføringen skyldes grundvand og en større del direkte afstrømning i forbindelse med nedbørshændelser, og bunden er her meget mere stenet og gruset. Nogle mindre vandløb er helt afhængige af nedbørsmængden og udtørres regelmæssigt i løbet af sommeren. Mønstrene i afstrømning kaldes det hydrologiske regime.

De naturgivne forskelle mellem vandløbene har sammen med indvandringssmulighederne efter seneste istid haft væsentlig betydning for biodiversiteten af både planter og dyr. Eksempelvis øges artsrigdommen af smådyr og fisk – og i nogen grad også vandplanter – med stigende størrelse af vandløbene, primært fordi antallet af forskellige levesteder øges (se fx Wiberg-Larsen m.fl. 2000, Kristensen & Baatrup-Pedersen 2007). Derudover er de forskellige organismer afhængige af de levesteder, som findes i vandløbet. Bestemte arter af smådyr lever på sten eller grusbund, nedgravet i sandbunden, mellem døde blade, på eller i dødt ved, på mosser og andre vandplanter eller på sump- eller flydebladsplan-

ter langs bredden. Også fiskene er knyttet til bestemte levesteder, der dog varierer igennem deres liv. På en større skala er der betydelige geografiske forskelle i artsrigdom. Der er flest arter af smådyr i Jylland, formodentlig pga. forskelle i indvandringshistorie.

Biodiversiteten i danske vandløb er samlet set ikke så stor som i flere andre naturtyper. Antallet af algearter er givetvis stort (fra fynske vandløb er alene registreret 380 arter/varieteter af kiselalger), men kendes i øvrigt ikke. Af egentlige vand- og sumpplanter findes ca. 80, men i praksis kan der træffes flere arter, som koloniserer vandløbene fra deres voksesteder på land. Blandt dyrene kan mindst 700 arter af smådyr og ca. 30 fiskearter træffes i vore vandløb. Dertil kommer et fåtal fugle og pattedyr med særlig tilknytning til vandløb.

De danske vandløb ligner meget de vandløb, som træffes i det nordtyske område og Skåne, ligesom man kan finde paralleller i Baltikum. Der er altså generelt ikke tale om, at danske vandløb er specielt enestående på hverken europæisk eller globalt plan. En undtagelse er dog fiskearten Snæbel, som i dag har sin hovedudbredelse i vadehavsområdet, og primært i Vidå systemet. Ikke overraskende danner danske vandløb biodiversitetsmæssigt derfor en naturlig overgang til det plante- og dyreliv, som findes i vore nabolande.

Status for biodiversiteten

Danske vandløb har gennemgået meget omfattende menneskeskabte ændringer i de naturlige processer og levesteder. Regulering af vandløb via rørlægninger, udretning af deres slyngede forløb, uddybning og anlæggelse af diger langs bredderne, opstemninger (fx til anlæg af mange dambrug) har, kombineret med dræning af de tilstødende områder, afgørende ændret vandløbene. Den derved opnåede effektive afvanding har således afbrudt den naturlige hydrologiske forbindelse mellem vandløbene og deres ådal. Mange århundreders skovrydning har fjernet den naturligt forekommende skov langs vandløbene, ligesom de åncære arealer i dag udnyttes til dyrkning af fx korn, hvor de før blev ekstensivt udnyttet til græsning og høslæt. Resultatet er, at vandløb, hvori de naturlige dynamiske processer har mulighed for at virke, er blevet sjældne (formodentlig bevaret ved under 1 % af vandløbsstrækningerne). Dertil kommer, at det via en lovbestemt vedligeholdelse – gennem oprensning af bundmateriale og grødeskæring – forhindres, at de naturlige processer genoprettes. Endelig betyder indvinding af grundvand til hovedstadsregionen, at mange sjællandske vandløb tørlægges i sommermånederne. De mest naturlige vandløb findes på det nordlige Bornholm (på klippegrund), men derudover fortrinsvis i dele af Øst- og Vestjylland.

Skønsmæssigt har ca. 10 % af de danske vandløb bevaret deres naturlige levesteder for plante- og dyrearter. Trods dette findes der i et vist omfang egnede levesteder i de resterende mere eller mindre regulerede vandløb. Således vil især arter af smådyr kunne klare sig med små pletter af egnede levesteder (fx sten og grus), selvom vandløbet som helhed er endog relativt reguleret. Til gengæld betyder etableringen af kunstige barrierer som opstemningsanlæg til vandmølle drift og engvanding i ellers stort set fysisk uregulerede vandløb, at fx vandrefisk som laks, ørred, helt og snæbel ikke har mulighed for at anvende ellers egnede gydeområder opstrøms opstemningerne.

Bevaringsstatus blev i 2007 vurderet som ugunstig for én af økosystemets to naturtyper beskyttet af Habitatdirektivet, nemlig vandløb med vandplanter. Hovedårsagen er væsentlige forstyrrelser i plantesamfundenes struktur som følge af grødeskæring, som forekommer i langt de fleste danske vandløb. Ligeledes var status ugunstig til stærkt ugunstig

for en række vandløbsarter beskyttet af Habitatdirektivet, eksempelvis vandranke, tykskallet malermusling, flodperlemusling, snæbel, laks og odder. Til gengæld var status gunstig for grøn kølleguldsmed, bæklampret og pigsmerling. Det er vanskeligt at give en grundig status for andre arter og mange artsgrupper. Fx er stort set ingen af vandløbets smådyr blevet vurderet i forhold til den danske rødliste over truede arter. Enkelte arter som *Sigara hellensi* (bugsvømmer) og elritse (fisk) er dog vurderet som truede.

Flere arter af planter, smådyr og fisk har imidlertid haft en betydelig tilbagegang i såvel udbredelse som hyppighed gennem størstedelen af forrige århundrede, omend negative påvirkninger allerede blev omtalt som betydende omkring år 1900 (Wesenberg-Lund 1915). Tilbagegangen skyldes ikke blot de ændrede fysiske forhold, men også tilførsel af forurenende stoffer. Størst effekt har tilførslen af organisk stof haft. Påvirkningen var særlig stor i perioden 1950-1990, før rensning af byernes spildevand for alvor blev forbedret, antallet af de mange stærkt forurenende mejerier og slagterier nedbragt, og ulovlige udledninger af ensilagesaft, ajle og møddingsvand fra landbruget reduceret. Også udledninger fra dambrug, som især blev anlagt i midten af forrige århundrede, var særlig betydende i perioden frem til omkring 1990. Derimod er udledninger fra de spredt liggende ejendomme i det åbne land, som fik betydning fra midten af 1900-tallet, først nu ved at blive nedbragt. I specielt de vestlige dele af Jylland har udvaskning af jernforbindelser (okker) fra drænedes tørvejorder ligeledes haft negativ virkning på smådyr og fisk igennem sidste halvdel af forrige århundrede, mens forurening med pesticider fra landbrug og væksthusholderier regionalt har haft dramatiske effekter i 1980'erne og 1990'erne.

Flere arter af smådyr er siden begyndelsen af 1900-tallet helt forsvundet fra landet, fx vor største slørvinge *Dinocras cephalotes*, fire arter af døgnfluer og fem arter af vårflyer (Stoltze & Pihl 1997). Og døgnfluen *Rhithrogena germanica* findes nu kun ved ét af sine otte kendte danske findesteder (Munk 1984). Regionalt er fx seks arter forsvundet fra Fyn, hvor de senest omkring 1950 forekom i Odense Å (Riis m.fl. 1999). Blandt fiskene er hvidfinnet ferskvandsulk forsvundet fra sit eneste kendte danske levested i Suså, ligesom fx elritsen har haft stor tilbagegang (Carl m.fl. 2010). Blandt vandplanterne har især flertallet af vandaks-arter haft en meget betydelig tilbagegang inden for de seneste 100 år, omend ingen af disse er fuldstændigt forsvundet (Baattrup-Pedersen m.fl. 2010a).

Trusler mod biodiversiteten

Den aktuelt mest betydende trussel mod såvel vandløbenes naturlige processer, levesteder og arter er en fortsat fastholdelse af vandløbene i en unaturlig fysisk tilstand, først og fremmest gennem grødeskæring og anden oprensning. Omfanget af denne vedligeholdelse er bestemt via vandløbsloven og for en stor del af vandløbene af politisk vedtagne bestemmelser (såkaldte regulativer). Der forekommer dog også oprensninger, som går ud over, hvad der er lovligt. Vedligeholdelsen virker specielt negativt på en række arter af vandplanter, hvis vækst i særlig grad hæmmes, mens andre tåler den bedre og derved udkonkurrerer de følsomme arter (Baattrup-Pedersen 2000). Vedligeholdelsen virker også negativt på både smådyr og fisk ved at fjerne eller ændre deres foretrukne levesteder. Både smådyr og fisk påvirkes derudover af organisk forurening fra især udledninger fra spredt bebyggelse, primært til de mindste vandløb. Også i dette tilfælde vil mange arter være udelukket fra at kunne leve, mens andre og færre arter til gengæld vil stortrives. Visse sprøjtegifte mod insekter kan lokalt og periodevis virke negativt på specielt smådyrene, mens plantegifte i de koncentrationer, hvori de optræder, næppe betyder noget væsentligt for hverken smådyr, fisk eller vandplanter (se fx Wiberg-Larsen & Nørum 2009, Cedergren m.fl. 2004). Ligeledes har okkerudfældninger lokalt og regionalt (vestlige Jyl-

land) betydelig effekt på smådyr og fisk, mens indvinding af vand til offentlig vandforsyning specielt på store dele af Sjælland reducerer sommervandføringen i vandløbene til et kritisk lavt niveau. Ingen af de nævnte faktorer skønnes dog at have stigende effekt på de omtalte processer, levesteder eller organismer. Tværtimod er der de seneste årtier foretaget fysiske forbedringer i en del vandløb gennem en mere miljøvenlig vedligeholdelse, ligesom enkelte vandløb er blevet søgt restaureret. Det er dog dårligt dokumenteret, hvor stor effekten af disse tiltag reelt har været. Desuden er der mange steder skabt bedre passage for fiskearter, hvis formering er afhængig af, at de fra havet kan nå frem til deres gydepladser i vandløbene. Samlet set betyder de nævnte trusler, at antallet af arter eller hyppigheden af de mest følsomme arter reduceres.

Valg af biodiversitetselementer

Til at repræsentere biodiversitet knyttet til arter eller grupper af arter har vi valgt referencsamfund for vandplanter, udbredelsen af vandaksarter, makroinvertebrater med særlig fokus på slørvinger, døgnfluer og vårflyer, store muslinger, odder og fisk, herunder specifikt ørred (Tabel 7.1).

Danske vandløb karakteriseres generelt ved deres rige vækst af vandplanter. Det gælder især for de lidt større vandløbs vedkommende. Vandplanterne har en strukturskabende effekt på økosystemet, idet de i kraft af deres vækst tvinger vandet i ny retninger og dermed skaber fysisk variation og dynamik (Baattrup-Pedersen 2000). Desuden er de vigtige vokse-, leve- og skjulesteder for mange mikroorganismer (fx alger), smådyr og fisk. Artsrigdommen af planterne øger således diversiteten af smådyr. De såkaldte referencesamfund (således som de er defineret i forhold til Vandrammedirektivet) repræsenterer kombinationer af arter, som er karakteristiske for vandløb uden væsentlig menneskeskabt påvirkning (Baattrup-Pedersen m.fl. 2008). Blandt vandplanterne er især arter af vandaks specielt følsomme over for menneskeskabte forstyrrelser og ændringer i det naturlige hydrologiske regime. De udgør en femtedel af den samlede vandplantediversitet og har haft en dramatisk tilbagegang inden for de seneste ca. 100 år (Baattrup-Pedersen m.fl. 2010a).



Langbladet vandaks er en storbladet, langsomt voksende vandplante som stadig er i tilbagegang.

Foto: Niels Sloth, Biopix.

Med ca. 700 forskellige arter bidrager smådyrene markant til vandløbenes samlede biodiversitet. Disse smådyr har en nøglerolle i omsætningen af organisk stof. De er afhængige af det hydrologiske regime og den fysiske kvalitet, og de har i mere end 50 år været anvendt som indikatorer for forureningspåvirkning og vandløbskvalitet i danske vandløb, primært på grund af deres mangfoldighed og forskellige krav til miljøforholdene. Til at repræsentere biodiversiteten hos smådyr i vandløb har vi valgt Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI), og udbredelsen af arter af slørvinger, døgnfluer og vårflyer. DVFI er det for tiden eneste anvendte mål for den økologiske tilstand i danske vandløb i forbindelse med Vandrammedirektivet. Slørvinger, døgnfluer og vårflyer er alle grupper, som er særligt følsomme for menneskeskabte påvirkninger, og de har derfor haft en dramatisk tilbagegang inden for de seneste 100 år (se fx Jensen & Jensen 1980). Denne indikator har vi suppleret med udvalgte arters udbredelse i fynske vandløb, som er interessant, fordi mange rentvandskrævende smådyr har haft en særlig markant tilbagegang på øerne siden midten af forrige århundrede. Blandt makroinvertebraterne er desuden udvalgt tykskallet malermusling. Denne og andre store muslinger har en vigtig funktion i mellemstore til store vandløb, hvor muslingerne via filtrering af partikler fra vandet bidrager til at tilbageholde organisk stof i vandløbene til gavn for andre organismer, ligesom de skaber fysiske levesteder for mange smådyr. Tykskallet malermusling er selv stærkt afhængig af tilstedeværelsen af egnede værtsfisk, hvorpå dens larver snylter, før de udvikler sig til små muslinger. De små muslinger stiller store krav til den bund, hvori de lever helt nedgravet. Både den tykskallede malermusling og flodperlemuslingen har haft markant tilbagegang – ikke bare i Danmark, men i store dele af det øvrige Europa. Begge arter kræver således særlig beskyttelse ifølge EU's Habitatdirektiv.

Mere end 25 naturligt hjemmehørende fiskearter optræder mere eller mindre hyppigt i vandløb, de fleste i de større vandløb. Fiskene er vigtige rovdyr på smådyrene. De er afhængige af det hydrologiske regime, den fysiske kvalitet og vegetationsforholdene. Og flere arter er afhængige af at kunne vandre uhindret fra deres opvækstområder i havet eller i søer til deres gydeområder i vandløbene. Flere arter fra større vandløb har haft en markant tilbagegang inden for de seneste 100 år. Det gælder således hav- og flodlampret, elritse, laks og snæbel, hvoraf flere kræver beskyttelse ifølge Habitatdirektivet. Særlig hårdt ramt er arter med gydevandringer, som forhindres ved opstemninger i forbindelse med vandkraftanlæg og dambrugsdrift. Snæbelen var eksempelvis tidligere udbredt i hele Vadehavsområdet, men var for 15-20 år siden tæt på udryddelse, bl.a. som følge af bortdræning af de vådområder langs vandløbene, som er nødvendige for yngelens opvækst. Dens udbredelse er på verdensplan nu begrænset til fire sydvestjyske vandløb og ét tysk. Laksebestanden i Gudenå uddøde omkring 1930 pga. anlægget af Tangeværket. Endelig har ålen siden 1980 haft en tilbagegang på 90-99 % (Carl m.fl. 2010). Også arter, der tilbringer hele deres liv i ferskvand, har oplevet markant tilbagegang. Det gælder fx elritsen. I de mindre vandløb har vi valgt ørreden som element, fordi den er en vidt udbredt og dominerende art, og den er det vigtigste rovdyr på vandløbenes smådyr. Også denne art har haft en markant tilbagegang, specielt omkring midten af forrige århundrede. På Fyn var arten således næsten udryddet. Årsagerne til tilbagegangen hos mange af de nævnte fiskearter er, ud over de omtalte spærringer, forurening med organisk stof og okker og fysiske forringelser af levestederne.

Kun få pattedyr er specifikt tilknyttet vandløb. Vi har blandt disse alene valgt at medtage odderen. Den er økosystemets absolutte toprovdyr, idet den stort set udelukkende lever af fisk. Den foretrækker formodentlig naturlige vandløb og kræver dels steder, hvor den kan

anlægge sin rede uforstyrret, dels tætte fiskebestande. Den har haft en historisk markant tilbagegang, primært på grund af et alt for stort jagttryk kombineret med overdødelighed som følge af drukning i fiskeruser, trafikdrab og muligvis miljøgifte (Elmeros 2010b). Blandt andre mulige elementer er vandspidsmus ikke medtaget, fordi dens bestandsudvikling er ukendt og i øvrigt ikke vurderes at være truet (Hansen 2010). Damflagermus og vandflagermus jager i nogen grad over større vandløb, men er ellers især knyttet til søer og damme. Ingen af arterne vurderes at være i tilbagegang, men damflagermus er rødlistet som sårbar (Elmeros 2010a, Baagøe 2010). Vi har valgt at se bort fra bæveren. Den er ganske vist naturligt hjemmehørende, men blev udryddet for omkring 2000 år siden. Den er udsat i Jylland i 1999 med succes og på Sjælland i 2008.

Der er ikke medtaget fugle som elementer. Blandt de mulige kandidater er kun tre arter primært knyttet til vandløb. To af disse, isfugl og bjergvipstjert, er sydligt udbredte arter, som først er indvandret til landet i hhv. slutningen af 1800-tallet og begyndelsen af 1900-tallet. Begge har siden haft betydelig fremgang (DOF 2004-2006). Modsat har vandstøeren formodentlig levet i landet gennem mange århundreder. Til gengæld har den formodentlig ikke i historisk tid været hverken udbredt eller talrig, fordi den primært kræver meget stærkt strømmende vandløb af en vis størrelse og klippeafsatser som ynglesteder. Arten har haft en mindre fremgang igennem 1990'erne.

Vi har blandt levestederne valgt at medtage naturlige vandløb og dødt ved samt habitatdirektivets naturtyper "tidvise mudderflader" og "vandløb med vandplanter". Der er en direkte kobling mellem et vandløbs naturlighed og biodiversiteten af visse organismegrupper. Eksempelvis har fraværet af fysiske barrierer afgørende betydning for fiskearter, som vandrer mellem vandløbet og enten havet eller en sø i løbet af deres livscyklus. Forekomsten af dødt ved (stammer, grene) er et vigtigt element i vandløb, idet det dels er et vigtigt levested og føde for flere smådyr, dels skaber naturlig fysisk variation, bl.a. til gavn for flere fiskearter. Det gælder ikke mindst for vandløb i det vestlige Jylland, hvor den naturlige forekomst af sten og grus er relativt lille. I specielt større vandløb er forekomsten af mudderflader en indikator for tilstedeværelsen af et naturligt hydrologisk regime og naturlige fysiske forhold. Lavlandsvandløb med vandplanter er en vigtig naturtype, hvor planterne skaber struktur i vandløbet og levesteder for både smådyr og fisk.

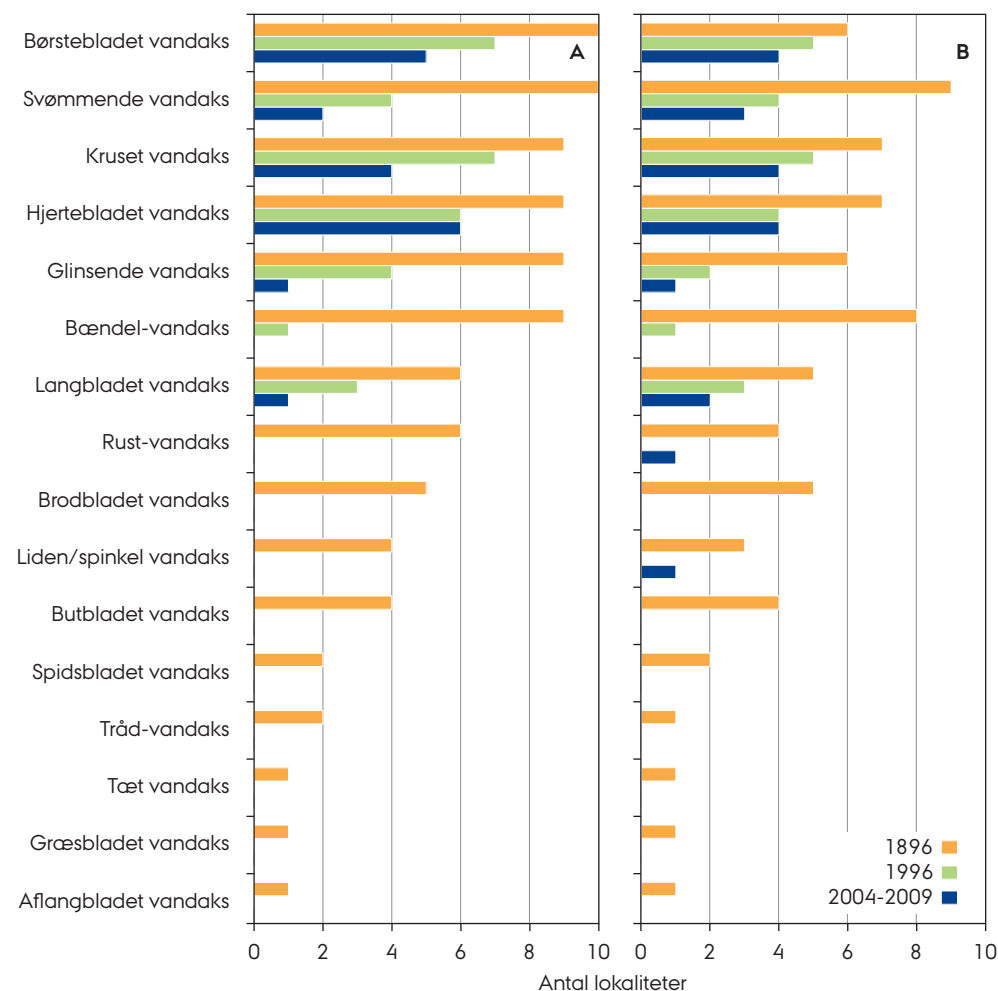
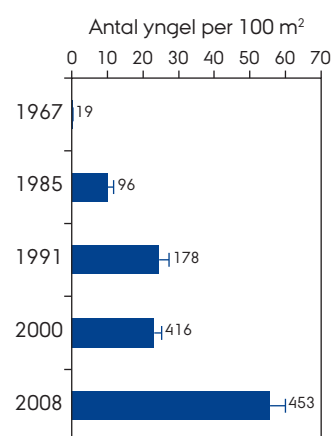
Endelig har vi blandt processerne udvalgt naturlig hydrologi og dynamik samt naturlig vegetationsudvikling på hhv. åncere arealer og i vandløbene som væsentlige elementer af biodiversitet. Den naturlige hydrologi og dynamik i vandløb medvirker i høj grad til at bestemme biodiversiteten af vandplanter, smådyr og fisk. Det sker bl.a. via skabelsen af de naturlige levesteder, som arterne er afhængige af, men også afstrømningsmønsteret har væsentlig indflydelse på forekomsten af arterne. Den naturlige vegetationsudvikling i selve vandløbet bidrager desuden til en høj biodiversitet af både smådyr og fisk, mens forstyrrelser i form af fx grødeskæring modsat begrænser biodiversiteten af både planter og dyr. Ligeledes bidrager en naturlig vegetationsudvikling på de åncere arealer til en høj biodiversitet i selve vandløbet (Baattrup-Pedersen m.fl. 2010b). Mange vandinsekter er således som voksne afhængige af enge, moser, krat og skov langs vandløbet. Desuden tilføres der herfra dødt ved (se ovenfor) til vandløbene, hvilket muliggør en dynamisk udvikling og høj grad af fysisk variation, der er en forudsætning for en høj biodiversitet.

Samlet vurdering af udvikling og vidensgrundlag

For flere af de valgte elementer (DVFI, visse smådyr, ørred, laks og odder) har der været en positiv udvikling. Fremgangen for flere slørvinger, døgnfluer og vårfluer på Fyn er fx slående (Wiberg-Larsen & Nørum 2009) og skyldes primært forbedring af vandkvaliteten i de større vandløb omkring 1990. Ligeledes har antallet af naturligt reproducerende ørredbestande været stigende (Figur 7.1), men en stor del af denne fremgang skyldes dog udsætninger og kan muligvis ikke opretholdes uden disse. Dette gør sig også gældende for laksen (Koed m.fl. 2010). Udviklingen vurderes desuden at have været stabil for slørvinger og døgnfluer i en række udvalgte vandløb, for elritse og pignsmerling, ligesom det har været tilfældet for vandløb med et naturligt forløb og en naturlig hydrologi og dynamik.

For reference-vandplantесamfund, vandaks-arter (Figur 7.2), tykskallet malermusling (Søgaard m.fl. 2010), stalling, ål og snæbel, er der derimod tale om en fortsat negativ udvikling. For planterne skyldes den fortsatte tilbagegang formentlig en kombination af flere års grødeskæring, få og små overlevende bestande, som har vanskeligt ved at sprede sig og etablere nye bestande, og en deraf følgende øget risiko for uddøen. Den tykskallede malermusling er i en lignende situation. Således er den største bestand – i Odense Å's hovedløb – i aftagen. Bestanden består alene af meget gamle individer (omkring 50 år), og selvom disse stadig producerer larver, som inficerer egnede værtsfisk, er der ingen tegn på, at dette medfører fremgang i antallet af unge muslinger, således som det stadig er til-

Figur 7.1. Udvikling i tætheden af naturligt produceret ørredyngel i fynske vandløb fra 1967-2008 (gennemsnitligt antal med standard afvigelse). Antallet af undersøgte stationer er angivet for hver enkelt søjle. Se Appendix 1 for yderligere forklaring: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>



Figur 7.2. Forekomst af vandaks-arter på lokaliteter beliggende i ni vandløb i tre forskellige undersøgelsesperioder. Der er dels sammenlignet på basis af de samme 13 lokaliteter (A), dels sammenlignet ud fra samlede artslistes for de ni vandløb (B). For både A og B ligger der data fra flere år til grund for artslisterne i 2004-2009, mens der kun er foretaget én undersøgelse i hhv. i 1896 og 1996.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Reference vandplante-samfund	Udbredelse		Tilbagegang
Vandaks-arter	Udbredelse	Tilbagegang (1996-2009)	
Små hvirvelløse dyr	Faunaklasse (DVFI) i 250 NOVANA vandløb	Fremgang (1994-2009)	
Små hvirvelløse dyr i fynske vandløb	Udbredelse af 20 udvalgte rentvandskrævende arter	Fremgang: Alle arter (1990-2006)	
Døgnfluer og slørvinger	Forekomst af 43 arter på 12 udvalgte lokaliteter	Stabil: Alle arter (1980-2009)	
Tykskallet Malermusling	Udbredelse, aldersfordeling, reproduktion	Tilbagegang: (2004-2009)	
Vandløbsfisk (i større vandløb)	Udbredelse for 6 udvalgte arter	Tilbagegang: 2 (1990-2006) Fremgang: 1 (1983-2008)	Tilbagegang: 1 Stabil: 2
Ørred (for små – mellem-store vandløb)	Tæthed af individer og naturlig reproduktion	Fremgang (1985-2008)	
Odder	Udbredelse	Fremgang (1990-2010)	
LEVESTEDER			
Naturlige vandløb	Længde af naturlige vandløb		Stabil
Dødt ved	Strækninger med væsentlig forekomst		Ukendt
Mudderflader i store vandløb (3270)	Udbredelse		Ukendt
Vandløb med vandplanter (3260)	Udbredelse		Stabil
PROCESSER			
Naturlig hydrologi og dynamik	Strækninger uden fysiske og hydrologiske indgreb		Stabil
Naturlig vegetations-udvikling i ånære arealer	Udstrækning af vandløb gennem udyrkede naturområder		Ukendt
Naturlig vegetations-udvikling i vandløbet	Vandløbsstrækninger uden grødeskæring og opgravning		Ukendt

Tabel 7.1. Biodiversitetselementer for vandløb.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret udvikling eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For evaluerede artsgrupper er det angivet, hvor mange arter der er i hhv tilbagegang, fremgang eller hvor udviklingen er stabil eller ukendt. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

fældet for den væsentlig mindre bestand i tilløbet Hågerup Å. Årsagen til den manglende rekruttering er ikke kendt. Snæbelen vurderes i fortsat tilbagegang på grund af utilfredsstillende formering, primært som følge af mangel på opvækstmuligheder for de spæde larver (Grøn 2007). Ålen vurderes som kritisk truet og i stadig tilbagegang, hvilket primært skyldes overfiskeri og høj infektionsrate af en parasit i svømmeblæren (Carl m. fl. 2010). Der er ingen kendt forklaring på tilbagegangen for Stalling.

Samlet set er biodiversiteten – trods de positive tegn – stadig i tilbagegang i vandløbene.

De fremlagte vurderinger er foretaget på et pålideligt grundlag, også selvom det for en række af de udvalgte elementer ikke har været muligt at foretage en databaseret vurdering af status og udvikling. I disse tilfælde er der i stedet givet en ekspertvurdering. Det skal dog påpeges, at der mangler relevant viden om udviklingen for hele fire vigtige indikatorer.

Litteratur

- Dansk Ornitologisk Forening 2004-2006. Danmarks Fugle. <http://www.dofbasen.dk/ART/art.php>
- Hansen, T.S. 2010. Vandspidsmus. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Baagøe, H. 2010. Damflagermus. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Baatrup-Pedersen, A. 2000. Planter i vandløb – fortid, nutid og fremtid. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (TEMA-rapport fra DMU).
- Baatrup-Pedersen, A., Springe, G., Riis, T., Larsen, S. E., Sand-Jensen, K. & Larsen, L. M. K. 2008. The search for reference conditions for stream vegetation in northern Europe. *Freshwater Biology* 53: 1890-1901.
- Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E. A. & Ejrnæs, R. 2010a. Biodiversitet i vandløb – er tilbagegangen for vandaks standset? *Vand & Jord* 17: 103-107.
- Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Larsen, S. E. & Kristensen, E. A. 2010b. Fokus: Spiller de vandløbsnære arealer en rolle for den økologiske vandløbskvalitet? Pp. 84-96 I: Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baatrup-Pedersen, A., Bøgestrand, J., Ovesen, N. B., Larsen, S. E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E. & Kjeldgaard, A. 2010. Vandløb 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 98 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 804 <http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>.
- Carl, H., Berg, S., Møller, P. R., Rasmussen, G. H. & Nielsen, J. G. 2010. Ferskvandsfisk. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/artsgrupper/>
- Cedergreen, N., Streibig, J. C. & Spliid, N. H. 2004. Pesticiders påvirkning af planter og alger i vandmiljøet. 82 s. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 89.
- Elmeros, M. 2010a. Vandflagermus. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/soegart/>
- Elmeros, M. 2010b. Odder. Den Danske Rødliste. <http://www.dmu.dk/dyrplanter/redlistframe/soegart/>
- Grøn, P. N. 2007. Snæbelbestanden i Vidå-systemet og Brede Å i 2006 samt udvikling i perioden 1990-2006. Rapport udarbejdet af Orbicon.
- Jensen, C. F. & Jensen, F. 1980. Vandløbsfaunaens udvikling i perioden 1900-1980. s. 189-196. I: Møller, H. S. & Ovesen, C. H. (red.) Status over den danske plante- og dyreverden 1980. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen.
- Koed, A., Jepsen, N., Baktoft, H. & Larsen, S. 2010. Opgang og gydning af laks i Skjern Å-systemet 2008/2009. 41 s. DTU Aqua-rapport nr. 220-2010. Charlottenlund. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, DTU.

- Kristensen, E. A. & Baattrup-Pedersen, A. 2007. Fiskesamfund i relation til vandløbsstørrelse og israndslinien. S. 49-58. I: Bøgestrand, J. (red.) Vandløb 2006. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 642, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Kronvang, B., Grant, R., Hoffmann, C. C., Ovesen, N. B. & Pedersen, M. L. 2006. Hydrology, sediment transport and water chemistry. S. 27-43. I: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.). Running Waters – Historical development and restoration of lowland Danish streams. 159 pp. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark.
- Munk, T. 1984. Døgnfluen *Rhithrogena germanica* Eaton i Højen Bæk. Flora & Fauna 90: 103-105.
- Pedersen, M. L., Kronvang, B., Sand-Jensen, K. & Hoffmann, C. C. 2006. Lowland river systems – processes, form and function. S. 13-25 I: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. (red.), Running Waters – Historical development and restoration of lowland Danish streams. 159 pp. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark.
- Petersen, R. C., Gislason, G. M. & Vought, L. B.-M. 1995. Rivers of the Nordic countries. Pp. 295-341. In: Cushing, C. E., Cummins, K. W. & Minshall, G. W. (Eds.) Ecosystems of the World 22: River and Stream Ecosystems. Elsevier, Amsterdam.
- Riis, N., Sode, A., Wiberg-Larsen, P. & Andreassen, A. D. 1999. Odense Å – et vandløb i stadig forandring. 151 s. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.
- Sivebæk, F. & Jørgensen, K. 2001. Udsætningsplan for fynske vandløb, distrikt 09 – vandsystem 1-52, distrikt 10 – vandsystem 1-18. FFI-Rapport 91, Silkeborg: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Stoltze, M. og Pihl, S. (red.) 1998. Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Svenning, J.-C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. Biological Conservation 104: 133-148.
- Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Clausen, P., Andersen, P. N., Bregnballe, T. & Wiberg-Larsen, P. 2010. Arter 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 114 s. Faglig rapport fra DMU nr. 805. <http://www.dmu.dk/Pub/FR805.pdf>.
- Wesenberg-Lund, C. 1915. Insektlivet i de ferske vande. 524 s. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag.
- Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baattrup-Pedersen, A., Bøgestrand, J., Ovesen, N. B., Larsen, S. E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. 2010. Vandløb 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 98 s. Faglig rapport fra DMU nr. 804. <http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>.
- Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K. P., Birkholm, S., Grøn, P. N. & Skriver, J. 2000. Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. Freshwater Biology 43: 633-647.
- Wiberg-Larsen, P. & Nørum, U. 2009. Effekter af pyrethroidet lambda-cyhalothrin på biologisk struktur, funktion og rekolonisering i vandløb. 166 s. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 126.



KAPITEL 8 HAVET

Alf B. Josefson &
Steffen Lundsteen

Havet omfatter vandområder med en saltholdighed over 1 g pr liter (promille). Det er dermed afgrænset fra søer og vandløb, og det er naturligt afgrænset fra landjordens økosystemer ved strandlinjen. Havets udbredelse rækker stort set rundt om hele det danske landområde og omfatter fjorde og dele af havområderne Østersøen, Bælthavet, Øresund, Kattegat, Skagerrak og Nordsøen.

Havets udbredelse og variation

En af de vigtige ting, der bestemmer fordelingen af arter i havet, er vandets indhold af salt. Det har stor betydning for biodiversiteten, fordi det er forskelligt, hvordan de enkelte arter tåler en lav saltholdighed. Indholdet af salt varierer meget i de danske havområder, hvor rent ferskvand strømmer ud fra land og blandes med havets saltvand. Vand med lav saltholdighed kaldes også brakvand. Vandet i fjordene og i Østersøen har et saltindhold på 5-10 promille, mens saltindholdet i de dybere dele af Skagerrak og Nordsøen kan nærme sig indholdet i oceanerne, dvs. op til 35 promille. De fleste danske fjorde er på trods af den relativt lave saltholdighed domineret af arter, der lever i saltvand (marine arter), fordi tilstrømningen af ferskvand er lille i forhold til tilførsel af saltvand fra de havområder, de ligger ud til.

Havbundens sammensætning er også vigtig for fordelingen af arter i havet. Havbunden i det enkelte område er især bestemt af de lokale strøm- og sedimentationsforhold, og det medfører forskellige leveforhold for bunddyr og bundplantesamfund. Hovedparten af havbunden i Danmark er dækket af såkaldt blødbund, dvs. at den består af mudder eller sand. Spredt i området findes også hårdere bund dækket med grus og ralbund, stenrev og enkelte steder såkaldte boblerev (sandstensformationer dannet af udsivende metangas fra havbunden). I det centrale Kattegat er dybdeforholdene meget variable med dybe bassiner. Ren klippebund er meget sjælden i danske farvande undtagen omkring Bornholm.

På grund af forskelle i saltholdighed ned gennem vandsøjlen og forskelle i geomorfologi, er der, især i Kattegat, dannet områder eller regioner med forskellige biologiske samfund (dvs. karakteristiske grupper af arter). Et stort område er Jyllandssoklen øst for Jylland, som har en række bundtyper, der indeholder mange arter af bunddyr. Det er også her, man finder nogle af boblerevene med en stor artsrigdom af både planter og dyr.

Samfundene i den frie vandmasse, de såkaldte pelagiske samfund, er ikke lige så forskellige som dem på havbunden. Dog er der en skarp grænse på højde med Skagen, den såkaldte Kattegat-Skagerrak front, med forskellige samfund i Nordsøens og Kattegats vandmasser (Lindley & Williams 1994).

I internationalt perspektiv

De fleste af verdens havområder er åbne systemer, der er forbundet af havstrømme. Mange af bundens arter formerer sig med pelagiske larvestadier, der kan spredes over store områder af havstrømmene. De bundlevende arter fra Nordsøen til Bælthavet og Øresund er derfor forbundet til arterne langs kontinenterne i den nord-østlige del af atlantehavet, mens den danske del af Østersøen også har tæt kontakt med andre dele af Østersøen.

Ederfugle, en af de fuglearter på havet, som Danmark har et særligt ansvar for.

Foto: Thomas Kjær Christensen.

På grund af den tætte kontakt med andre havområder er de dyre- og plantearter, der lever i de danske havområder, ikke enestående. Til gengæld er de danske havområder et vigtigt spisekammer og opholdssted for store, og også i internationalt perspektiv betydningsfulde, bestande af fugle som ænder, svaner og gæs. Det skyldes den geografiske placering af Danmark mellem Østersøen og de åbne havområder samt på grænsen mellem isdækkede og frie havområder i vinterhalvåret.

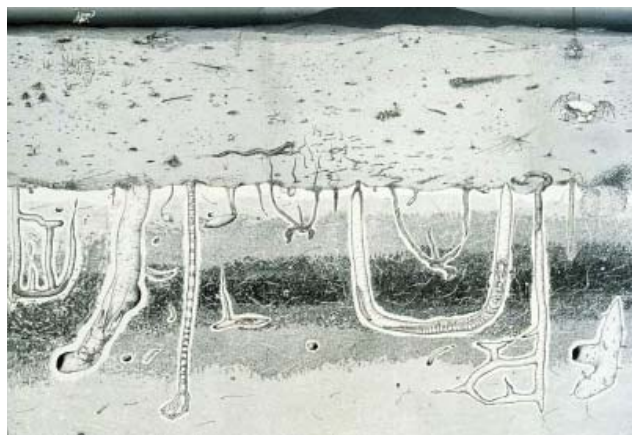
Status og historisk udvikling

Havets biodiversitet er meget høj, specielt i de områder, som er tættest knyttet til Atlanten og Nordsøen. Vi ved ikke præcis, hvor høj den er, fordi man hele tiden opdager nye arter. Det er især, fordi man indtil nu kun har artsbestemt de forskellige arter inden for en begrænset del af de overordnede grupper af dyr og planter. Det er især arterne inden for grupper med små livsformer, fx rundorme, som er mindre godt kendt. Artsrigdommen af bundens planter og dyr er generelt uensartet fordelt over det danske havområde på grund af de store forskelle i miljøet, især i indhold af salt og sammensætning af bunden.

De bundlevende dyr i de danske havområder er blevet undersøgt så tidligt som i starten af 1900-tallet. Allerede dengang blev man klar over, at det var forskellige arter, der dominerede i tæthed og biomasse afhængig af indholdet af salt og typen af havbund. Gentagelser af undersøgelserne viste, at udbredelsen af de forskellige dyre- og plantesamfund ikke havde ændret sig grundlæggende de seneste 100 år. Undersøgelserne i 1980'erne viste dog, at biomassen af slangestjerner og børsteorme var forøget i store dele af Kattegat og Skagerrak. Man kunne ikke afgøre, om andre arter var forsvundet i samme periode, men de store snegle var gået tilbage sammenlignet med udbredelsen 100 år tidligere.

Figur 8.1. Eksempel på blødbundssamfund, der er sårbart over for bundtrawling og iltsvind. Figuren viser et tværsnit af bunden med flere huledannende arter, der skaber levesteder for andre, mindre dyr. Det sorte lager af svovlsulfid ligger på ca. 10 cm dybde i sedimentet.

Tegnet af Matz Berggren & Alf B. Josefson.



I en oversigtlig undersøgelse blev bundfaunaens artsrigdom undersøgt i fjorde og laguner (Josefson & Hansen 2004). Resultatet var, at artsrigdommen her er lavere end i de åbne farvande, og at der er større artsrigdom ved højere tilstrømning af saltvand til fjorden. Denne sammenhæng blev kun fundet hos dyr med overvejende pelagiske udviklingsstadier, og man har derfor antaget, at spredning af larver var den begrænsende faktor for artsrigdommen i fjorde. Senere undersøgelser fra Østersøen og Kattegat viste også, at den totale diversitet afhænger af variationen i saltholdighed (Josefson 2009). Den højeste diversitet findes i det dybe Kattegat og Skagerrak (Figur 8.1), hvor saltholdigheden er højest. Her kan man finde op til ca. 60 arter i en prøve fra blot 25 x 40 cm, mens man i Østersøen

Hestemuslingsamfund ved
Schultz's Grund i det sydlige
Kattegat.

Foto: Karsten Dahl.



finder færre end 10 arter på det samme areal. På større regional skala genfinder man dette mønster med mange gange højere artsrigdom i Skagerrak og Kattegat end i den sydvestlige Østersø.

Tang, eller makroalger, vokser især på sten og ofte i flere lag. Sten med tang findes langs kysterne og stedvist i tætte koncentrationer på stenrev både ved kysten og i de mere åbne farvande. Ind mod Østersøens brakke vand aftager antallet af arter af tang. De store flerårige tangplanter er levested for et rigt dyre- og planteliv. Ikke mindst på stenrevne danner tangen basis for et rigt dyreliv. En sammenfattende undersøgelse i danske fjorde viste, at diversiteten af tang er bestemt af vandets indhold af salt og næringsstoffer, vandets klarhed samt tilgængelighed af hårdt substrat, særligt sten (Middelboe m.fl. 1998).

Næringsstofudledning, bl.a. af kvælstof, særligt i 1960'erne og 1970'erne (Conley m.fl. 2007), er den væsentligste årsag til, at tangbæltet ikke vokser ud til samme dybde som før og samlet fylder et mindre areal. Man antager, at antallet af arter stiger med tangbæltets størrelse, og det er derfor sandsynligt, at diversiteten også er faldet. Den større udledning af næringsstoffer giver øget vækst af de små en-cellede planteorganismer i vandsøjlen (planktonalger), som skygger for tangen. Det danske areal af stenbund, tangplanternes voksested, blev i øvrigt væsentligt reduceret i 1950'erne og 1960'erne, hvor der var et intensivt stenfiskeri (se nedenfor).

Dyrelivet, der er knyttet til hårbund, består dels af fasthæftede arter, der sidder på sten og tangplanter. Herudover er der fritsvømmende dyr, her iblandt fisk. På lavere dybde er de dominerende dyr knyttet til tangskoven. På 10-12 meters dybde tynder det ud i tangplanterne, og så overtager de fastsiddende dyr pladsen på stenene. Fra Nordsøen til Østersøen falder antallet af stenrevsdyr som følge af en mindsket saltholdighed. Samtidig ændres sammensætningen af arter. I Østersøen dominerer blåmuslingen på alle dybder.

Viden om fiskene i havet er begrænset og stammer hovedsageligt fra registrering af fangster af de mest udbredte arter (Sparrevohn m.fl. 2009). Torsk er gået kraftigt tilbage i de sidste 20-30 år. I de kystnære områder er der dog i Øresund en stigende tendens i fangsten i perioden 2002-2007. I Øresund har bundtrawling været forbudt siden 1932. Fangst

af rødspætte viser en kraftig nedgang siden 1980'erne, men også med en stigende tendens i Øresund. Skrubbe har været forsøgsfisket i Limfjorden 1984-2007 med faldende fangst. I andre fjorde er der dog i 2007 fanget forholdsvis mange skrubber, og dens udvikling synes at være lokalt præget. Europæisk ål har været i stærk tilbagegang i Europa siden 1970'erne. Ved Kolding Å er bestanden af ål kun 5 % af niveauet for 20-30 år siden. Blandt havpattedyrene er der observeret ca. 20 forskellige arter af hvaler i de danske farvande, og fem af disse er kun observeret før midt i 1980'erne (Kinze 2007).

Stenrevene har været udsat for et voldsomt stenfiskeri. Siden 1950 er sten med en dækning på i alt ca. 40 km² blevet fjernet (Dahl m.fl. 2003). Stenfiskeriet er nu stærkt reguleret og fortsat tab af stenrev minimeret. Den sporadiske viden om havets natur illustreres af, at man først for nylig opdagede et kuperet undersøisk landskab med stenrev mellem Læsø og Anholt. En enkelt undersøgelse af disse stenrev tyder på, at her findes en meget artsrig fauna (Lundsteen m.fl. 2008).

I 1930'erne blev ålegræsset mange steder kraftigt reduceret af ålegræspsyge, men ålegræsset koloniserede mange steder igen i 1960'erne. I perioden 1970-1990 er der væsentlige udsving i lokale ålegræsområder, særligt i indelukkede lokaliteter sammenlignet med mere åbne lokaliteter. Årsagen er sandsynligvis, at de indelukkede lokaliteter er mere belastede af næringsstoffer (Frederiksen m.fl. 2004).

Trusler mod biodiversiteten

Belastning med næringssalte og fiskeri er de største trusler mod havets biodiversitet. Øvrige trusler er opvarmning af vandet i forbindelse med klimaforandringer, som også kan forventes at gøre vandet mere surt. Det er dog endnu ikke undersøgt grundigt, hvilke forandringer det vil medføre.

Tilførsel af næringssalte til de danske havområder er en fortsat trussel. Stigende indhold af næringssalte fører til øget vækst af encellede alger (fytoplankton). Følgevirkningerne er blandt andet, at de store mængder af alger skygger for de fastsiddende alger, tang og blomsterplanter. De medfører også, at der tilføres mere organisk stof til bunden. Det vil give et øget forbrug af ilt, når det nedbrydes. Dermed øges risikoen for, at der forbruges mere ilt, end der kan tilføres naturligt fra overfladen. Det kan resultere i meget lave koncentrationer af ilt i bunden og det nederste lag vand, også kaldet iltvind. Iltvind kan især på havbunden føre til udryddelse af større livsformer og dermed tab af biodiversitet. Selv når iltindholdet stiger igen efter et iltvind, vil de nyetablerede dyre- og plantesamfund have færre arter og dermed lavere diversitet end før iltvindet. Genetablering på blødbund efter iltvind kan tage fra et par år op til mere end 10 år afhængigt af de enkelte arters levealder. Der er tegn på, at udbredelsen af iltvind er forøget over hele verden i den senere tid (Diaz & Rosenberg 2008), og det gælder også for danske farvande (Conley m.fl. 2007), ikke mindst Østersøen.

Bundtrawling forstyrrer havbunden og skader de store og følsomme arter som for eksempel søpindsvin, molboøsters og søfjer. Trawlingen fjerner også de store gravende dyr som jomfruhummer, der øger kompleksiteten i bunden ved at skabe levesteder for mindre dyr og planter (Figur 8.1). Resultatet bliver at havbunden bliver mere ensartet, og at der dermed er plads til færre arter (Thrush m.fl. 2006). Bundtrawling efter fisk og skaldyr har dog en lang historie i de danske farvande, og de mest følsomme arter har allerede været i tilbagegang eller er forsvundet. En fortsat stor fiskeriintensitet vil dog sandsynligvis stadig være en trussel mod biodiversiteten.

Yderligere trusler mod biodiversiteten er forskellige miljøgifte som for eksempel tributyltin (TBT). TBT var i mange år det mest udbredte middel i bundmaling til skibe og blev frigivet i store mængder især langs sejlruiter og i havne, men har været helt forbudt siden 2008. TBT virker især negativt på forplantningsevnen hos snegle. Skibstrafik øger også risikoen for olieudslip, der kan true dyrelivet, særligt fugle og pattedyr.

De arter, der naturligt hører hjemme i de danske havområder, er også i stigende grad truet af arter, der kommer hertil fra andre områder. Nogle af de nytilkomne arter kan opnå stor dominans i danske havområder og optræde som såkaldte invasive arter. Ved en opgørelse i 2005 (Jensen & Knudsen 2005) blev ni arter af tang betegnet som invasive i danske farvande. Brunalgen butblæret sargassotang blev første gang registreret i Danmark i 1984 og var allerede i 1990'erne den mest almindelige art i Limfjorden (Thomsen m.fl. 2005). Rødalgen brunlig gracilaria blev først registreret i 2003 i Horsens Fjord. I 2006 var den almindelig i hele fjorden med dækninger flere steder over 30 % og 50 %. Disse to alger synes således at opbygge masseforekomster, der i større eller mindre grad forrykker det oprindelige dyre- og planteliv.

Der er især to invasive arter af bunddyr, der har bredt sig meget. Amerikansk knivmusling, der først blev fundet i Danmark i 1981, er nu en af de almindelige muslinger i Limfjorden og nordlige Kattegat. Havbørsteorme af slægten *Marenzelleria* blev opdaget første gang som en tæt bestand i Ringkøbing Fjord i 1990 og siden også i Nissum Fjord, Odense fjord og Isefjord. Arter af *Marenzelleria* er nu også dominerende mange steder i Østersøen. Der foreligger dog endnu ikke bevis for, at arterne påvirker biodiversiteten negativt (Jensen & Knudsen 2005). For de frie vandmasser har der især været problemer med den invasive ribbegøple der populært bliver kaldt dræbergøplen, og som blev registreret for første gang i danske farvande i 2005. I 2007 var den udbredt i alle indre danske farvande, enkelte steder i tætte forekomster (Tendal m.fl. 2007). Den spiser især små fritsvømmende dyr (dyreplankton) i konkurrence med fisk og har tidligere gjort stor skade på fiskeriet i fx Sortehavet.

Truslerne, specielt mod havfugle, er bl.a. olieforurening og forurening med plastik o.l., der kan ende i maverne på de fugle, der søger føde i overfladen. Andre trusler kan være forstyrrelser fra bl.a. sejlads i vinterperioden på steder hvor fuglene søger føde. Det er især et problem i fældeperioden (sortand, ederfugl, hvinand, toppet skallesluger og gråstrubet lappedykker). En yderligere trussel er tab af levesteder som følge af større menneskelige konstruktioner, dvs. broer, vindmøller, kunstige øer og landindvindinger.

Valg af biodiversitetselementer

Til at repræsentere artskomponenten af biodiversitet har vi valgt hvirvelløse dyr større end 1 mm (makro-invertebrater) på hårbund og blødbund, fordi de udgør en stor del af biodiversiteten og har en vigtig rolle i omsætningen af organisk stof, blandt andet som føde for fisk. Tang (makroalger) og blomsterplanter (fx ålegræs) er også vigtige elementer af biodiversitet i de mere lavvandede dele af havet, hvor de står for en stor del af den primære produktion af organisk stof fra fotosyntese og danner vigtige levesteder for dyr. For eksempel er algebæltet vuggestue for dele af torskebestanden. Fisk spiller en central rolle i det marine systems fødekæder. De bundlevende fisk som for eksempel torsk, rødspætte og kuller æder de bundlevende hvirvelløse dyr og påvirker derved konkurrencen og dynamikken i bundens samfund af dyr. Fiskene er også sårbare over for overfiskning. Snegle er følsomme over for miljøgifte. Hvaler har været i stor historisk tilbagegang som følge af jagt, og de er ydermere følsomme over for forstyrrelser, ødelæggelse af fødegrundlaget

og ophobning af miljøgifte i fødekæderne. Havfugle udgør en vigtig del af biodiversiteten, særligt i et internationalt perspektiv, og de er gode indikatorer for fødemængden i havet. Desuden er flere af fuglene sårbare over for menneskelige forstyrrelser. Vi har derfor evalueret havfugle på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet i danske farvande i fælde-, træk- og vinterperioden.

Blandt levestederne vurderer vi hårdbund med sten, inklusiv stenrev. Specielt stenrevene og de dybere stenede kyster er meget artsrige. Stenene er voksested for fasthæftede tangplanter og tilholdssted for fritlevende dyr. Boblerv (metankilder) danner ofte huler og kan være meget artsrige. Rev er sårbare over for fysisk forstyrrelse som for eksempel stenfiskeri.

Ålegræs er vigtig for biodiversiteten, fordi de oprette blade danner grobund og skjulesteder for andre arter, dens rodnet danner varierede levesteder for andre organismer, og vandfugle græsser på ålegræsbedene. Hvor stor havdybde ålegræsset kan vokse ud til (dybdeudbredelse) afhænger af vandets klarhed. Ålegræs er derfor sårbar over for belastning med næringssalte, og udbredelsen af ålegræs er mange steder historisk lav.

Muslingebanker udgøres især af blåmusling. Blåmuslingebanker danner også levesteder for andre dyr. Blåmusling findes ned til 7-8 m dybde i de nordlige farvande og ned til 50 m i Østersøen (Thorson 1968). Gamle blåmuslingebanker kan være meget artsrige med dyr, der sidder på skallerne, og i særdeleshed de mange krebsdyr og orme, der har fundet levesteder i mellemrummene mellem muslingerne. Også hestemusling er flere steder almindelig på dybere vand i de mere salte farvande og er på samme måde vært for et rigt dyreliv, som er opkaldt efter muslingen (Thorson 1968). Muslingebanker er også vigtige fødeemner for vandfugle. Muslingebanker er sårbare over for kommerciel udnyttelse og fysisk forstyrrelse.

Blandt processer er valgt dannelse af levesteder for små organismer (mikrohabitat), der giver en stor variation i artsrigdom både på hårdbund og i den bløde bund (Hewitt m.fl. 2005). Huledannelse af gravende krebsdyr, som for eksempel jomfruhummer, er eksempel på en sådan proces, der er specielt sårbar over for fiskeri med bundtrawl.

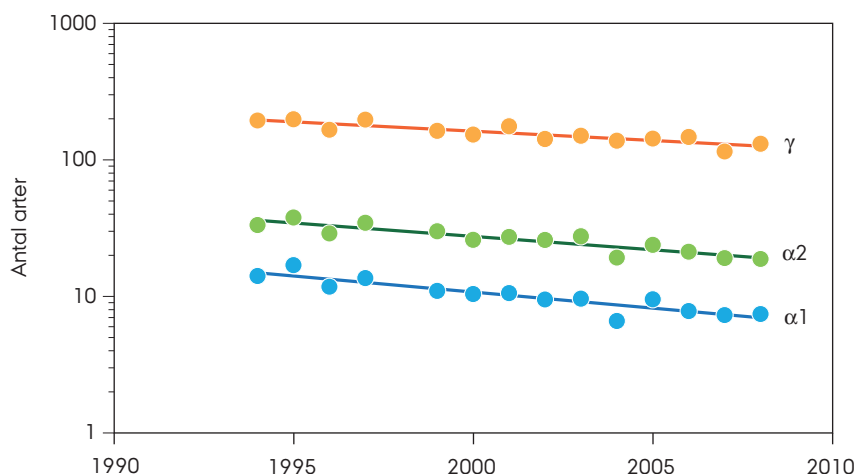
Havstrømme bærer ungdomsstadier af mange bundlevende dyr og planter og kan derfor give større spredning af organismene og have indvirkning på artsrigdommen. Strømme kan blokeres af faste konstruktioner som for eksempel broer, dæmninger osv. og dermed indvirke negativt på spredning af organismene.

Iltsvindsdannelse er en anden vigtig proces i havet, der indvirker på artsrigdom, specielt hos større organismer. Forskellige organismer har forskellig tolerance for lave niveauer af ilt og iltsvind kan derfor regulere både sammensætningen og mangfoldigheden af arter. I sin yderste konsekvens udsletter iltsvind alt større dyre- og planteliv.

Udviklingen af biodiversiteten

Diversitet af dyrelivet på blødbund er målt gennem 15 år på 18 stationer i Kattegat og Bælthavet. Stationerne er jævnt fordelt over de åbne områder. Der findes også data fra 1990 fra flere fjorde og kystnære områder, der viser stort set de samme tendenser som i de åbne områder (Josefson & Hansen 2010). Den gennemsnitlige artsrigdom på tre måleniveauer (havområde, station og prøve) viser et markant fald fra midten af 1990'erne til slutningen af 2000-tallet (Figur 8.2). Relativt set er faldet størst på prøveniveau (> 50 %)

Figur 8.2. Udvikling af antal arter af blødbundsdyr per prøve ($\alpha 1$), antal arter per station ($\alpha 2$) og det totale antal arter (γ) på de 18 stationer i Kattegat og Øresund i perioden 1994-2008. Tendenslinjer er dannet ved lineær regression.



og mindst for regionen (ca. 25 %). Faldet i artsrigdom omfatter både sjældne og dominerende arter. Dominansen af nogle få almindelige arter af slangestjerner, børsteorme og muslinger er forøget på grund af tilbagegang af flere tidligere dominante arter, og ikke fordi antallet af individer er forøget.

Den store ændring af artsrigdom over tid er sket samtidig med en signifikant nedgang i antal individer. Der er dog ikke sket forandringer i artssammensætningen, der indikerer forstyrrelse i form af forurening eller lignende (Josefson & Hansen 2010). Endvidere har der ikke forekommet iltsvind i området af et omfang, der skulle kunne forklare den generelle reduktion af individer. De to andre mulige forklaringer, der er mest sandsynlige, er enten, at rekrutteringen af nye individer, som overlever til voksenstadiet, er gået i stå for mange arter, eller at fødemængden i form af alger, som falder ned på bunden, er mindsket i perioden. Mens der ikke kendes nogen mekanisme, der kan medføre en dårlig rekruttering, kan mindsket fødemængde forklares med en aftagende næringsstofforurening af havet eller med varmere havvand. Det kan således ikke afgøres med sikkerhed, om faldet i bunddyrenes diversitet skyldes antropogene påvirkninger.

Man antager, at antallet af arter af tang, der findes i et område, afhænger af udbredelsen af tangplanter. Dvs. hvis arealet, der er dækket af tang, er stort, vil der normalt være flere arter til stede. Arealet dækket med tang er undersøgt siden 1989 både i den kystnære overvågning af vegetationen fra Limfjorden til Bornholm fra 2001, 2003 og 2005 (Carstensen m.fl. 2008) og i overvågningen af stenrev fra Skagerrak og videre ind i Østersøen på dybder større end 6 m (Dahl & Carstensen 2008). Begge steder er fundet, at udbredelsen af tang falder med stigende udledning af kvælstof. Det skyldes, at de planktonalger, der trives med stigende mængder af næringssalte, skygger for tangplanterne på bunden. Den andel af stenrevenes areal, der er dækket af tang, har dog ikke ændret sig på de større dybder i perioden 1994 – 2009 (Dahl m.fl. 2010). Det kan skyldes, at vandet ikke er blevet mere klart i perioden på trods af, at der er blevet udledt mindre kvælstof (Carstensen 2010). Hvis det passer, at antallet af arter af tang følger med tangens samlede udbredelse, kan man altså vurdere, at der ikke er sket en ændring i biodiversiteten af tang.

Dyrene på hårbund på otte stenrev i Kattegat er faldet i udbredelse for alle grupper i årene 1999–2006, dog med stor usikkerhed. To bløddyr, topsnegle og skallus, faldt endog kraftigt i perioden. Også trekantsorm, der er et af de dyr, der trives i områder med græsning af grønt søpindsvin, er faldet i antal. Den indbyrdes fordeling af dyrearter har dog været næsten konstant gennem årene (Lundsteen 2009).

Fangsten af torsk, rødspætte og ål ligger nu på et meget lavt niveau. I de kystnære områder er der tegn på fremgang for torsk og rødspætte i Øresund, hvor man ikke trawler. Hos ålekvalde er der fundet misdannede unger i op til 60 % af kuldene i mange fjorde, og over 60 % af kuldene i Vejle Fjord (Sparrevohn m.fl. 2009). Hyppig misdannelse af ålekvaldebeyngel har også været registreret i flere andre fjorde, og forekomsten er størst i fjorde med lav udskiftning af vand (Sparrevohn m.fl. 2009). Det tyder på, at der er lokale kilder til forurening, der ikke fortyndes til andre vandområder. Der er ikke nogen generel udvikling i de kystnære rusefangster af ålekvalde i perioden 2004-2007.

Forekomsten af hvalarter er tilsyneladende stabil for fem af 20 arter, der er fulgt og rapporteret fra de danske farvande (Kinze 2007). Tre arter af havfugle er i tilbagegang. Hos dem er vurderingen for ederfugl og fløjlsand baseret på data (Petersen m.fl. 2006, 2010), mens der for sortand er foretaget en ekspertvurdering. Tilbagegangen for fuglene har næppe kun en årsag, men forstyrrelse ved sejlads og forringede føderesurser er blandt de mulige årsager.

Ålegræssets udbredelse måles normalt ved, hvor store dybder ålegræsset kan vokse til på en given lokalitet. Det kaldes ålegræssets dybdegrænse. Dybdegrænsen langs de åbne kyster har ikke ændret sig markant i perioden 1989-2009. I yderfjordene er dybdehovedudbredelsen forøget, men i inderfjordene og i Limfjorden er både dybdehovedudbredelsen og maksimal nedre dybdegrænse rykket ind på lavere vand. Alle steder viser ålegræsdækningen dog tendens til fald i 1-2 og 2-4 m's dybde. Selvom udledningen af kvælstof er blevet nedsat, har der altså ikke været en generel forbedring i udbredelsen af ålegræs. Det kan skyldes, at vandet ikke er blevet klarere (Dahl m.fl. 2010).

Arealet med blåmuslingebanker er ukendt, mens arealet af stenrev og boblerev vurderes at være stabilt.

Blandt processerne vurderes diversitet og antal af strukturskabende bunddyr knyttet til blød bund at være faldende som følge af omfattende fiskeri med bundtrawl. Bundtrawl har i sig selv en homogeniserende effekt ved at udjævne de strukturer, som er skabt af bunddyrenes graveaktivitet. Arealet med iltsvindsdannelse vurderes at være stigende, mens vandudskiftningen og antallet af biologiske invasioner til vores havområder vurderes at være stabile.

Samlet vurdering

Det er svært at vurdere, om biodiversiteten i havet er i fremgang eller tilbagegang, fordi der mangler sikre data og målinger fra de fleste grupper af organismer og typer af levesteder og processer. Overvågningsprogrammet for havet har i de fleste tilfælde ikke været designet til at måle ændringer af biodiversitet i større skala.

Der er dog udvikling i nogle elementer af havets biodiversitet, der medfører, at vi vurderer at en eventuel tilbagegang ikke er standset. Der er nedgang i diversitet hos bunddyr på blødbund, og tilbagegang af nogle fiskearter og havfugle. Endvidere er der stigende iltsvindsdannelse og faldende strukturdannelse på blødbund. Når det gælder bunddyrene, kan man ikke sikkert fastslå, om en enkelt art er forsvundet eller ej, da udviklingen over tid kun er kendt fra nogle få områder i det danske havområde og kun dækker nogle af de forskellige samfund. Imidlertid, alt andet lige, vil en nedgang af antal individer, som vi har set i Kattegat, øge risikoen for et reelt tab af arter.

ELEMENTER	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Hvirvelløse dyr på blødbund	Artsrigdom og inddividtæthed af børsteorme, bløddyr, krebsdyr og pighude	Tilbagegang	
Makroalger (tang)	Dækningsgrad af rødalger, grøn-alger og brunalger	Stabil	
Hvirvelløse dyr på hårbund	Antal arter af Cnidaria, søpunge m.fl. (siden 1999)		Tilbagegang
Fisk	Udbredelse og forekomst af 4 arter		Tilbagegang: 3 Stabil: 1
Snegle	Fortplantningsevne målt ved frekvens af synlige hormon-forstyrrelser (imposex)		Tilbagegang (øget frekvens)
Hvaler	Forekomst af arter: observationer til havs og strandinger		Stabil: 5 Ukendt: 16
Havfugle	13 arter omfattet af Fugle-beskyttelsesdirektivet	Tilbagegang: 2 Stabil: 1	Tilbagegang: 1 Fremgang: 1 Stabil: 1 Ukendt: 7
LEVESTEDER			
Ålegræs	Dybdeudbredelse	Stabil	
Blåmuslinge banker	Areal		Ukendt
Stenrev	Samlet areal		Stabil
Boblerev	Areal		Stabil
PROCESSER			
Biologisk dannelse af levesteder	Artsrigdom og antal af struktur-skabende dyr på blødbund		Faldende
Iltsvindsdannelse	Areal med iltsvind		Stigende
Spredning	Vandgennemstrømningsrater		Stabil
Artinvasioner	Antal arter og antal individer	Stabil	

Tabel 8.1. Biodiversitetslementer for havet.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret udvikling eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For evaluerede artsgrupper er det angivet, hvor mange arter der er i hhv tilbagegang, fremgang eller hvor udviklingen er stabil eller ukendt. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Litteratur

- Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 2008: Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. 90 pp. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. NERI Technical Report No. 683. <http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>
- Carstensen, J. 2010. "Næringsstofkoncentrationer". S. 38-45. I: Hjorth, M & Josefson, A. B. (red.), Marine områder 2008: NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 760.
- Conley, D. J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P. B., Dalsgaard, T., Hansen, J. L. S., Josefson, A. B. 2007. Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. Ecological Applications 17, Supplement 2007: S165-S184.
- Dahl, K., Lundsteen, S., Helmig, S. A. 2003. Stenrev – havbundens oaser. 104 s. Gads Forlag, København.
- Dahl, K., Carstensen, J. 2008. Tools to access conservation status on open water reefs in Nature-2000-areas. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 25 pp. NERI Technical Report No. 663. <http://www.dmu.dk/Pub/FR663.pdf>.
- Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Carstensen, J. 2010. Bundvegetation: ålegræs og makroalger. I: Petersen, D. L. J. & Hjorth, M. 2010. Marine områder 2009. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 760. <http://www.dmu.dk/Pub/FR760.pdf>
- Diaz, R. J., Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science 321: 926-929.
- Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M. & Laursen, J. S. 2004. Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. Aquatic Botany 78: 167-181.
- Hewitt J. E., Thrush S. F., Halliday J., Duffy C. 2005. The importance of small-scale habitat structure for maintaining beta diversity. Ecology 86: 1619-1626.
- Jensen, K. R., Knudsen, J. 2005. A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters. Oceanological and Hydrobiological Studies 34: 137-162.
- Josefson, A. B. 2009. Additive partitioning of estuarine benthic macro-invertebrate diversity across multiple spatial scales. Marine Ecology Progress Series 396: 245-254
- Josefson A. B., Hansen J. L. S. 2004. Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. Global Ecology and Biogeography 13: 273-288
- Josefson, A. B., Hansen, J. L., 2010. Bundfauna. s. 67-74. I: Hjorth, M & Josefson, A. B. (red.), Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 760.
- Kinze, C. C. 2007. Hvaler. S. 264-311. I: H.J. Baagøe & T.S. Jensen: Dansk Pattedyratlas. Gyl-dendal.
- Lande R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. Oikos 76: 5-13
- Lindley, J.A., Williams, R. 1994. Relating plankton assemblages to environmental variables using instruments towed by ships-of-opportunity. Marine Ecology Progress Series 107: 245-262.
- Lundsteen, S., Dahl, K., & Tendal, O. S. 2008. Biodiversity on boulder reefs in central Kattegat. BALANCE Interim Report 15: 1-25. <http://balance-eu.org/xpdf/balance-interim-report-no-15.pdf>
- Lundsteen, S. 2009. Stenrevsfaunaens biogeografi, s. 67-78. I: Dahl, K. & Josefson, A., red.: Marine områder 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 707. <http://www.dmu.dk/Pub/FR707.pdf>
- Middelboe, A. L., Sand-Jensen, K., Krause-Jensen, D. 1998. Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. Journal of Phycology 34: 457-466.

- Petersen, I. K., Nielsen, R. D., Pihl, S., Clausen, P., Therkildsen, O., Christensen, T. K., Kahlert, J. & Hounisen, J. P. 2010. Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark, vinteren 2007/2008. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 78 s. Arbejdsrapport fra DMU nr. 261.
- Petersen, I. K., Pihl, S., Hounisen, J. P., Holm, T. E., Clausen, P., Therkildsen, O. & Christensen, T. K. 2006. Landsdækkende optællinger af vandfugle, januar og februar 2004. Danmarks Miljøundersøgelser. 76 s. Faglig rapport fra DMU nr. 606.
- Sparrevohn C. R., Nicolajsen, H., Kristensen, L., Støttrup, J. G. 2009. Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber fra 2005-2007. Nøglefiskerapporten 2005-2007. 72 s. DTU Aqua-rapport nr. 205-2009.
- Thomsen, M. S., Krause-Jensen, D., Wernberg, T., Stæhr, P., Risgård-Petersen, N. 2005. Fremmede tangarter i Danmark: Hvilke, hvornår og hvor udbredte er de? URT 28 (3): 110-114.
- Thorson, G., 1968: Infaunaen, den jævne havbunds dyresamfund. Epifaunaen: dyrelivet på vegetationen, på sten, klipper, skaller bolværker m.m. S. 82-219. I: Nørrevang, A., Meyer, T. J., Eds., 1968. Danmarks Natur, Bind 3, Havet. Politikens forlag.
- Thrush, S. F., Gray, J. S., Hewitt, J. E., Ugland, K. I. 2006. Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. *Ecological Applications* 16: 1636-1642.
- Veech, J. A., Crist T. O. 2009. PARTITION 3.0 users's manual.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.



KAPITEL 9 AGERLAND

Beate Strandberg &
Paul Henning Krogh

Agerlandet, eller landbrugslandet, består af dyrkede marker, brakmarker, vedvarende græsmarker og det, vi med en fællesbetegnelse kalder småbiotoper, og som dækker udyrkede levesteder som hegn, markskel, diger, markveje, grøfter, gravhøje og lignende. Agerlandet udgør ca. 62 % af Danmarks samlede landareal. Heraf er 96 % marker i om-drift og 4 % småbiotoper.

Pløjemarker, græsmarker og brakmarker

Enårige afgrøder udgør i dag langt den største del af det dyrkede areal. Siden 2003 har krav om en arealandel af permanent græs på 5-10 % sikret, at arealet har ligget stabilt på 7-8 % af det dyrkede areal. Disse "permanente" græsarealer må imidlertid ikke forveksles med vedvarende græsarealer, hvor der ikke er sket omlægning gennem mindst fem år eller med lysåbne naturtyper som overdrev og enge. Arealer med permanent græs må gerne pløjes, blot de sås med græs igen, og græsarealerne omlægges i dag med jævne intervaller og tilsås med højproduktive græsarter og kløver. Arealet med vedvarende græs er derimod historisk lavt og har siden slutningen af 1990'erne udgjort omkring 0,2 % af det dyrkede areal. De få tilbageværende vedvarende græsarealer og små overdrev er alle påvirkede af driftsformen på nabomarkerne.

Ud over at producere fødevarer er markerne levested for en række plante- og dyrearter, der er tilpasset livet i landbrugslandskabet. En række pladskrævende arter, blandt andet flere arter af rovfugle, svaner og gæs, men også hare, rådyr og kronstyrer udnytter de store åbne markområder som levested og til at søge føde. Markernes planter er overvejende enårige ukrudtsarter, men flere af de for landbruget problematiske arter er flerårige. En del dyrearter opholder sig dele af året i markerne, men er afhængige af levesteder, som ikke pløjes til overvintring eller redeplads.

Braklægning var en del af tidligere tiders landbrugsdrift, men opfattes i dag som overflødig. Brakmarkerne har en positiv betydning for biodiversiteten i agerlandet, fordi områder som ikke pløjes og dyrkes giver plads til arter af dyr og planter, som ikke klarer sig i dyrkede marker.

Agerlandets småbiotoper

Småbiotoperne er små udyrkede arealer i agerlandet. De kan enten være linjeformede som fx levende hegn, markskel, grøfter og diger eller flade- og punktformede som gravhøje, krat, vandhuller, solitære træer og arealer omkring landbrugsbygninger. Småbiotoperne er ofte så små, at de ikke er omfattet af naturbeskyttelsesloven, og mange småbiotoper er forsvundet med intensiveringen af landbrugsdriften.

Småbiotoperne i det dyrkede land er vigtige for både dyr og planter. Mange dyr benytter både marker og småbiotoper som levested, fx bygger humlebier rede i hegn og stendiger og søger pollen og nektar både i fx kløvermarker og hos planter i hegn eller på stendiget. Småbiotoperne bruges ofte af de lidt større dyr som tilholdssted og til fødesøgning, når markerne er høstet, pløjet mv., ligesom invertebrater, padder, krybdyr og småpattedyr overvintrer i småbiotoperne. Det gør dem særdeles betydningsfulde for mange dyr. Ende-

Næringsfattig brakmark i
Linådalene med blomstrende
tjærenellike.
Foto Peder Størup.



En af de få arter af humlebier som stadigvæk er almindelige i agerlandet: Agerhumle fylder pollenkurvene i kløvermark.

Foto: Lise Lauridsen.

lig har småbiotoperne en funktion som trædesten eller ledelinjer (spredningskorridorer) for dyr og planter. Den største del af biodiversiteten i agerlandet er således knyttet til småbiotoperne på trods af deres begrænsede areal.

Processerne i agerlandet

Intensiveringen af landbrugsdriften gennem de sidste 50-100 år, der har ført til stærkt stigende udbytter, har samtidig haft en negativ påvirkning af vigtige økologiske processer og egenskaber som fx jordbundsdannelse, næringsstofskredsløb, bestøvning og kulstoflagring (Stoate m.fl. 2009). De økologiske processer har stor betydning for biodiversiteten i agerlandet. Det gælder jordbundsorganismernes omsætning af organisk stof, insekternes bestøvning af planterne, husdyrenes græsning, billernes og svampenes omsætning af kokasserne og rovdirene, som æder planteæderne. Disse processer bidrager alle til biodiversiteten og danner samtidig grundlag for produktionen af fødevarer.

Set i et internationalt perspektiv er det danske agerland ikke enestående. Agerlandet udgør imidlertid den største del af landarealet, ikke bare i Danmark, men i hele EU-27 og er levested for mange arter. Blandt disse finder vi også en række arter, der er beskyttelseskrævende. For eksempel er 20 % af de 97 danske fuglearter, der kræver særlig beskyttelse, i varierende grad knyttet til agerlandet. Fjorten ud af 87 truede og sårbare danske løbebiller kan findes i agerlandet. Mange vilde bier, og alle 12 danske arter af truede og sårbare humlebier har agerlandet som et af deres levesteder (Dupont og Bang Madsen 2010).

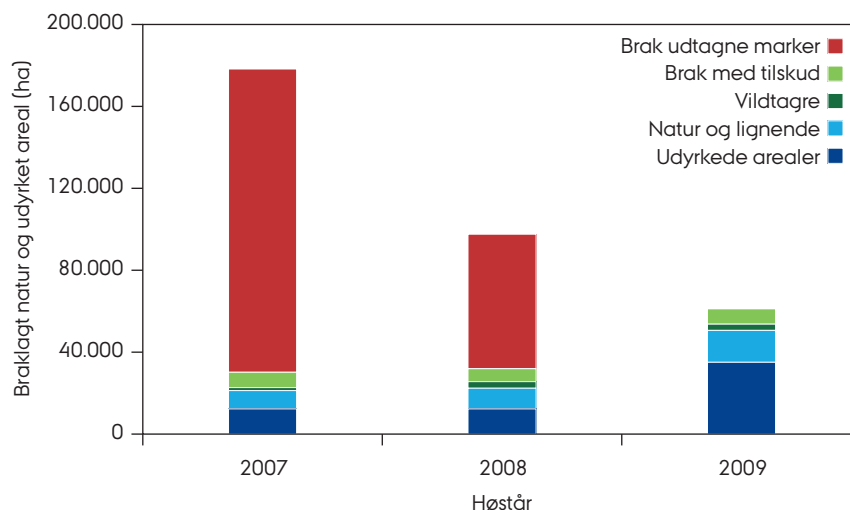
Status og historisk udvikling

Det samlede areal med småbiotoper faldt dramatisk frem til slutningen af 1980'erne. Det var især de våde og de mindste småbiotoper, som blev sløjfet og i dag indgår i det dyrkede areal. I 1970'erne og 1980'erne forsvandt således ét vandhul eller én mergelgrav hver 3. dag (Wilhelmudvalget 2001). I agerlandet er et sted mellem 95 % og 98 % af de oprindelige vådområder forsvundet gennem 1800- og 1900-tallet.

De tørre småbiotoper er dog også gået tilbage. Gravhøje, der er omgivet af dyrkede marker, har været udsat for pløjning, gødskning og dyrkning, ofte i så høj grad, at højene er pløjet ganske firkantede. Det har ført til både reduktion i areal og stor påvirkning af plante- og dyrelivet på gravhøjene. Stendiger var tidligere hyppige som markadskillelser

Figur 9.1. Kortlægning af landbrugets udyrkede arealer i perioden 2007-2009.

(Kilde: DJF Intern rapport 2009).



i morænelandskabet, men mange diger er forsvundet. I dag er sten- og jorddiger dog beskyttet af museumslovens § 29a.

I starten af 1900-tallet var græslandsplanter som liden klokke, almindelig kællingetand, gul snerre, lancet-vejbrede og håret høgeurt blandt de almindeligste planter i Danmark. De voksede nemlig ikke kun på overdrev, men indtog også braklagte marker, lige så snart der var pause i dyrkningen. Og så voksede de i markskel, vejkanter, på jorddiger og alle vegne, hvor ploven ikke kunne nå dem. I dag, blot 100 år senere, er disse arter blevet sjældne i agerlandet, på nær i de mest sandede egne. Arterne klarer sig dårligt i den hårde konkurrence, som følger af den stigende belastning med næringsstoffer. Mange græslandsarter er også begrænset af dårlig spredningsevne og kortlivet frøbank. Med græslandsplanterne er der ligeledes forsvundet mange insekter.

I perioden 1993 til 2007 blev et betydeligt areal udtaget til brak for at regulere EU's landbrugsproduktion. I 2007 var det samlede braklagte areal ca. 178.000 ha. Dette areal er siden reduceret kraftigt, og i 2009 udgjorde det ca. 61.000 ha (se Figur 9.1).

Mens den historiske udvikling i agerlandets arealtyper og småbiotoper er forholdsvis vel-dokumenteret, ved vi langt mindre om udviklingen i biodiversiteten. De artsgrupper, hvor udviklingen er mest veldokumenteret, er fuglene og enkelte pattedyr, der drives jagt på. Data for de øvrige plante- og dyrearter er ikke landsdækkende, men der findes enkelte gentagne undersøgelser af fx udviklingen i ukrudt på markerne, vilde planter i grøftekanter og humlebier i rødkløvermarker. Undersøgelser som i alle tilfælde har vist omfattende tilbagegang.

Vores viden om udviklingen af jordbundens dyreliv af eksempelvis springhaler, mider og regnorme er derimod meget begrænset. Mange jordbundsdyr lever i jordoverfladen, hvor de er afhængige af døde blade (førne), som de kan trække ned i jorden. Førne mangler i mange dyrkede marker med kortvarige afgrøder, men findes i brakmarker og i de omgivende markskel, hegn og småbiotoper. I Tjekkiet regnes 17 arter af springhaler for at være forsvundet og 136 ud af 334 registrerede arter er anført som kritisk truede (Rusek 2005). I Danmark kan der let være 50 truede arter knyttet til agerlandet. Den primære årsag til tilbagegangen findes især i fragmentering samt forringelse og tab af levesteder (Fjellberg 2010). Tilsvarende formodes udviklingen i landbruget at have medført en nedgang i antallet af agerlandets regnormearter, som i dag varierer mellem syv og 15 arter.

Trusler mod biodiversiteten

Truslerne mod biodiversiteten i agerlandet består i dag i intensivering af landbrugsdriften, som omfatter øget markstørrelse, fjernelse eller ødelæggelse af småbiotoper, belastning med næringsstoffer og sprøjtegifte samt jordbearbejdning. Afgrødevalg og sædskifter er også ændret til fordel for enårige afgrøder, kortere eller ingen sædskifter og færre græssende dyr på markerne i en mindre del af året. Alle disse faktorer har samlet set ført til, at agerlandet bliver mere og mere ensformigt. Den gennemsnitlige markstørrelse steg i perioden 1998 til 2008 med 7 %. Den stigende markstørrelse ses på såvel konventionelle som økologiske brug. I samme periode er der i det sydlige Jylland sket et fald på 6,5 % i arealet med levende hegn. En række undersøgelser (fx Aude m.fl. 2003, 2004) har vist, at brugen af gødningstoffer også påvirker småbiotoperne, og hegn og andre småbiotoper er i dag typisk domineret af nogle få næringselskende planter som græsser, brændenælde og tidsler. Igangværende undersøgelser viser, at afdriften af sprøjtegifte fra markerne påvirker småbiotoper som hegn og markkanter, der ligger tæt på markerne, med negative konsekvenser for biodiversiteten. Når sprøjtning med gift ophører ved omlægning til økologisk drift, går der en årrække, før diversiteten af planter og dyr i småbiotoper som hegn påvirkes i væsentlig grad. Kontinuitet i den økologiske driftsform er derfor en forudsætning for, at der kan opnås en væsentlig forbedring i biodiversiteten i agerlandet.

Tilbagegangen i både antal og størrelse af småbiotoper og den negative påvirkning af levestedernes tilstand må samlet set anses for den største trussel mod biodiversiteten i agerlandet.

Valg af biodiversitetslementer

I agerlandet har vi valgt at fokusere på de vilde planter i markerne og i vejkanterne, og udvalgte fugle, pattedyr (hare), vilde bier og gødningsbiller (Tabel 9.1). De valgte arter er alle sårbare over for intensiveringen af landbrugsdriften og har været udsat for stor historisk tilbagegang. Endelig indgår de valgte arter forskellige steder i agerlandets fødekæder og bidrager til vigtige økosystemprocesser i agerlandet som fx nedbrydning og omsætning af organisk stof og bestøvning.

Blandt levestederne har vi udvalgt småbiotoper, vedvarende græsmarker, brakmarker, store solitære løvtræer og økologiske marker. Fælles for disse levesteder er, at de alle repræsenterer det ekstensive landbrug, det vil sige levesteder, som ikke forstyrres så hyppigt ved pløjning og sprøjtning. Det er de levesteder, som udgør ryggraden i agerlandets biodiversitet i dag.

Blandt processerne har vi udvalgt omsætning af organisk stof, bestøvningen af blomster, veludviklede fødekæder og naturlig udvikling (succession). Omsætningen af organisk stof er en af de processer i agerlandet, som involverer flest arter overhovedet, både jordbundsdyr, svampe og mikroorganismer, og vi ved, at mængden af organisk materiale i jorden betyder meget for biodiversiteten. Blomsternes bestøvning er vigtig for biodiversiteten, ikke kun antallet af bestøvere, men også diversiteten af bestøvere, eftersom nogle planter kun bestøves af bestemte insekter. Stabilitet er en truet resurse i agerlandet, som netop er præget af intensive forstyrrelser. Kontinuitet giver plads til processer som vegetationsudvikling, udvikling af jordbunden, opbygning af fødekæder og udvikling af flerårige organismer. Fødekæder udvikles over tid og bidrager til processer og interaktioner mellem eksempelvis rovdyr/byttedyr, planter/svampe og jordbundsdyr/mikroorganismer.



Kirkeuglen er truet af udryddelse i Danmark på grund af forringelse af dens levesteder i agerlandet. Ungerne sulter i ynglesæsonen, men her har ugleen dog fanget en regnorm.
Foto: Stig Frode Olsen.

Udviklingen af biodiversiteten

Flere arter af fugle, som fx agerhøne, oplevede en markant tilbagegang omkring 1980, men faldet synes at være aftaget, og ynglebestanden er ikke signifikant faldende i perioden 2000-2009 (Heldbjerg & Eskildsen 2010). For kirkeugle og vibe, er den historiske tilbagegang dog fortsat gennem de seneste 10 år (Heldbjerg & Eskildsen 2010, DOF-basen 2010).

Kirkeuglen spiser mus, regnorme og store insekter. Den er knyttet til det åbne, dyrkede land, hvor den søger sin føde i græsmarker og småbiotoper tæt på gårdene. Kirkeuglen var en gang den mest almindelige ugleart i Jylland. I dag overlever den lille ugle med nød og næppe i et lille område i Himmerland, og den er opført som truet på rødlisten. I perioden 1998 til 2008 faldt antallet af ynglende par med 63 %, og i 2008 var kun 55 par tilbage. Ny forskning har vist, at det primært er mangel på føde til ungerne, der er årsag til tilbagegangen. Mangel på føde skyldes antageligt tilbagegangen i agerlandets græssede enge, overdrev og græsmarker hvor ugleen finder sin føde.

Bestanden af hare er gået stærkt tilbage siden 1960'erne og falder fortsat. I perioden 2000-2007 er vildtudbyttet for hare faldet 31 %, og tilbagegangen for haren ser ud til at fortsætte, da antallet af overlevende harekillinger er på et historisk lavt niveau.

Der findes op mod 200 arter af vilde bier i Danmark, hvoraf de fleste er enlige bier. De vilde bier er en af de artsgrupper, der har oplevet den største tilbagegang i agerlandet. Af de 29 danske humlebiarter er 12 arter opført på rødlisten, og tre af disse er formodentlig forsvundet fra Danmark for flere årtier siden. Alle 12 rødlistede arter er knyttet til agerlandets marker og småbiotoper, hvor de søger pollen og nektar og/eller bygger rede. Af de ni overlevende arter i Danmark vurderes seks arter at være i fortsat tilbagegang, mens udviklingen vurderes at være ukendt for tre arter. For de øvrige vilde bier er udviklingen ukendt. Humlebiernes tilbagegang skyldes blandt andet ødelæggelse af redesteder i hegn og diger og forarmningen af plantelivet i småbiotoperne samt den markante tilbagegang i det dyrkede areal med "humlebi-afgrøder" som rødkløver og andre ærteblomstrede (Wermuth 2009). I undersøgelser af humlebie i rødkløvermarker fandt man i 1930'erne 12 arter både i Nordsjælland og på Fyn, heriblandt flere arter, der i dag er truede (Stabel 1933, Skovgaard 1936). I nye undersøgelser er der totalt kun registeret seks arter, hvoraf halvdelen kun blev fundet sjældent (Wermuth 2009, Boll 2010).

Gødningslevende insekter har igennem en årrække været i tilbagegang; det gælder især gødningstorbisterne (Jørum 2005). Otte arter er i dag at finde på rødlisten. Arterne er, som navnet antyder, knyttet til gødning fra græssende dyr, og de findes især på områder som græsses af køer, heste og får. Flere arter er knyttet til overdrev. Billerne mangler levesteder fordi vedvarende græsningsarealer har været i tilbagegang, og de græssende dyr er ude i en kortere del af året end tidligere. Endelig har brugen af ormemidler til dyrene en negativ indflydelse på mange gødningslevende biller.

Markernes vilde planter (ukrudt) har gennemgået en markant historisk tilbagegang i artsdiversiteten gennem de sidste 50 år (Jensen og Kjellsson 1996). Gentagne undersøgelser har vist fortsat tilbagegang i de seneste årtier, dog mindre markant end tidligere (Andreasen m.fl. 1996, Andreasen & Stryhn 2008). I den seneste periode er der specielt fremgang i hyppigheden af græsarter. Denne fremgang skyldes sandsynligvis et større areal med vinterafgrøder i forhold til tidligere. Der er også kommet en række nye ukrudtsarter til landet, bl.a. gulurt (*Amsinckia micrantha*), der navnlig optræder i økologiske vårsædmarker. De nyeste undersøgelser af vilde planter i konventionelle kornmarker peger på at der ikke længere er fødegrundlag for specialiserede insekter, og at man derfor kun finder arter, der kan leve på både afgrøde og ukrudt (Bruus Pedersen pers. medd.).

Gentagne undersøgelser af vejkanternes planteliv i Danmark viser, at der i perioden siden første undersøgelse i 1968-69 og frem til 2000 er forsvundet i gennemsnit otte arter pr. lokalitet (Gorm Lange & Jelnes 2002). De arter, der er forsvundet, er typisk små specialiserede græslandsarter, hvorimod høje, kvælstofelskende og konkurrencestærke arter, der i dag også dominerer i hegn (Aude m.fl. 2003 og 2004), også er blevet dominerende i vejkanterne. Denne udvikling er især drevet frem af øget næringsstofbelastning af vejkanter og andre levesteder, som grænser op til dyrkede marker, og vi vurderer at tilbagegangen er fortsat gennem de seneste 10 år.

Arealet af småbiotoper og vedvarende græsmarker har udvist stor historisk tilbagegang, men vurderes at være stabilt i dag. Brakmarkerne vurderes at være i stadig tilbagegang, omend langt den største tilbagegang har fundet sted i 2008 og 2009 (Normander m.fl. 2009). Arealet med økologisk dyrkede marker uden sprøjtemidler er i fremgang.

Udviklingen af alle fire undersøgte processer er behæftet med stor usikkerhed, men vi vurderer at bestøvningen er i tilbagegang, i hvert fald hvad diversiteten af bestøvere angår, hvilket truer plantearter, som er afhængige af specialiserede bestøvere. Vurderingen af en tilbagegang understøttes her af den veldokumenterede tilbagegang for de vilde bier, særligt humlebieerne. Udviklingen er ukendt for omsætningen af organisk stof, fødekæderne og jordbundsudviklingen i agerlandet.

Samlet vurdering

Den samlede vurdering er, at biodiversiteten i agerlandet fortsat er i tilbagegang. Tilbagegangen ses først og fremmest for artsgrupperne, mens tilbagegangen i levesteder i nogen grad er stoppet. Arealet med de vigtigste levesteder som vedvarende græsmarker, stengiger og andre småbiotoper er dog i dag historisk lavt, hvilket kan være med til at forklare, hvorfor artsdiversiteten fortsat er i tilbagegang. På trods af at agerlandet er intensivt kortlagt med henblik på tildeling af landbrugsstøtte, er der væsentlige mangler i vores viden om biodiversiteten, hvilket forringer mulighederne for at vurdere udviklingen i biodiversiteten. Udviklingen af de truede arter er generelt vurderet ved ekspertskøn, og det gælder også vurderingen af de fleste levesteder og processer, hvoraf mange har en ukendt udvikling.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Fugle i agerlandet	Udbredelse og antal af agerhøne, sanglærke, bomlærke, vibe og kirkeugle.	Tilbagegang: 2 Stabil: 2 Ukendt: 1	
Vilde bier	Truede og sårbare arter af humlebier.		Tilbagegang: 6 Ukendt: 3
Torbister (gødningsbiller)	Antal og udbredelse		Tilbagegang: 4 Ukendt: 3
Pattedyr	Udbredelse og antal af hare	Tilbagegang	
Vilde planter i dyrkede marker	Artsdiversitet	Tilbagegang	
Vilde planter i småbiotoper	Artsdiversitet i vejkanter		Tilbagegang
LEVESTEDER			
Småbiotoper	Areal		Stabil
Vedvarende græsmarker	Areal		Stabil
Brakmarker	Areal	Faldende	
Store solitære løvtræer	Antal		Ukendt
Økologiske marker	Areal	Stigende	
PROCESSER			
Indhold og omsætning af organisk stof	Mængden af organisk stof ovenpå jorden		Ukendt
Bestøvning	Antal og diversitet af insekt-bestøvere		Faldende
Fødekæder	Antal interaktioner mellem forskellige niveauer i fødekæderne		Ukendt
Jordbundsudvikling	Frekvens af jordbehandling		Ukendt

Tabel 9.1. Biodiversitetsselementer for agerland.

Elementerne er opdelt på arter, levesteder og processer. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret eller kolonnen med ekspertvurdering. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med grå. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Litteratur

- Andreasen, C., Stryhn, H., Streibig, J.C. 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology* 33: 619-626.
- Andreasen, C., Stryhn, H. 2008. Increasing weed flora in Danish arable fields and its importance for biodiversity. *Weed research* 48: 1-9.
- Aude, E., Tybirk, K. & Pedersen, M. B. 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment* 99: 135-147.
- Aude, E., Tybirk, K., Michelsen, A., Ejrnæs, R., Hald, A. B. & Mark, S. 2004. Conservation value of the herbaceous vegetation in hedgerows – does organic farming make a difference? *Biological Conservation* 118: 467-478.
- Boll, D. 2010. The effect of landuse on bumblebee diversity and abundance in an agricultural landscape. Master thesis. Department of Genetics and Ecology, Institute of Biological Sciences, Aarhus University.
- DOF 2010. Kirkeugle. Dofbasen. <http://www.dofbasen.dk/ART/art.php?art=07570>. Information downloadet 3. januar 2010.
- DJF 2009. Ændringer i landbrugets arealanvendelse 2007-2009. DJF Intern rapport, Markbrug nr. 24, dec. 2009.
- Dupont, Y. L., Bang Madsen, H. 2010. Humlebier, *Natur og Museum* Nr. 1, Marts 2010.
- Fjellberg, A. 2010. Norwegian Collembola red-listed, 8th International Seminar on Apterygota – Siena, 12-16 September 2010.
- Lange, H. G., Jelnes, I. S. 2002. Danske vejkanter i agerlandet. Specialrapport, Afdeling for Botanisk Økologi, Aarhus Universitet.
- Heldbjerg, H. 2005. De almindelige fugles bestandsudvikling i Danmark 1975-2004. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 99, 182-195.
- Heldbjerg H. & Eskildsen A. 2010. Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2009. Årsrapport for Punkttællingsprojektet. Dansk Ornitologisk Forening.
- Jensen, H. A. & Kjellsson G. 1996. Frøpulsens størrelse og dynamik i moderne landbrug: I. Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 13. Miljøstyrelsen, København 1996.
- Jørum, P. 2005. Gødningsbiller på retur. *Bladloppen* Nr. 4 2005. Nyhedsbrev for Entomologisk Fagudvalg, pp. 13-19.
- Normander, B., Henriksen, C. I., Jensen, T. S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L. E. & Pedersen, A. B. (red.) 2009. *Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 170 s. Faglig rapport fra DMU nr. 751, http://www.dmu.dk/Pub/FR751_B.pdf
- Rusek, J., 2005. Collembola (chvostokoci), pp. 115-119. In: Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. (Eds.). Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp., Praha.
- Skovgaard, O. S. 1936. Rødkløverens bestøvning, humlebier og humleboer. Undersøgelser over nogle i Danmark forekommende arter af slægten *Bombus* Latr., deres trækplanter, boer og bobladser, samt betydningen for bestøvningen af rødkløver (*Trifolium pratense*). Det Kgl. Danske Videnskabernes Selskabs Skrifter, Naturvidenskab og Matematik. Afd. 9 Række VI 6. Levin & Munksgaard, København
- Stapel, C. 1933. Undersøgelser over Humlebier (*Bombus Latr.*), deres udbredelse, Trækplanter og betydningen for Rødkløver (*Trifolium pratense* L.). *Tidsskrift for Planteavl* 39, 193-294.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L., Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22-46.
- Wermuth, K.H. 2009. Historical trends and factors influencing biodiversity of Danish *Bombus* spp. in red clover fields. Master thesis. Department of Genetics and Ecology, Institute of Biological Sciences, Aarhus University.
- Wilhelmudvalget 2001. En rig natur i et rigt samfund. Skov- og Naturstyrelsen, København. 2001.

KAPITEL 10 DET URBANE LANDSKAB

Thomas Eske Holm &
Morten D.D. Hansen

Det urbane landskab dækker 10 % af Danmarks areal (Levin & Normander 2008). Det omfatter områder, der ikke er under landbrugs-mæssig udnyttelse, men stadig tydeligt påvirket af menneskelig aktivitet. Det gælder bebyggelser, veje og jernbaner samt områder med råstofindvinding. Med få undtagelser er naturen i det urbane landskab kendetegnet ved ikke at være beskyttet af eksempelvis naturbeskyttelsesloven. Der kan dog være beskyttede arter i det urbane landskab.

Naturen i det urbane landskab

Hovedparten af den truede biodiversitet i det urbane landskab er knyttet til større, vedvarende rudera-ter, især råstofgrave. En rudera-t er et stærkt forstyrret område, som henligger uden dyrkning og med en naturlig indvandring af arter. På grund af forstyrrelserne efter eksempelvis råstofgravning, vejbyggeri eller jernbanedrift finder man et lysåbent, step-peagtigt landskab med kontinuerlig erosion og efterfølgende naturlig udvikling. På rude-raterne finder man processer, som for blot få århundreder siden dominerende i store dele af landet, hvor jorden var udpint og sandflugt hyppigt forekommende. I dag forekommer disse processer næsten udelukkende på vore kystskrænter samt rudera-ter knyttet til byer, infrastruktur og råstofgrave.

Rudera-terne omfatter bl.a. større bane- og havneterræner, hvor store forekomster af sten og skærver fysisk forhindrer et tætsluttende vegetationsdække. Herved bliver der plads til et artsrigt planteliv, som sammen med et varmt mikroklima (grundet solopvarmning af sten og grus) gør rudera-terne til levested for en lang række yderst sjældne hvirvelløse dyr. Råstofgravenes væsentligste funktion i forhold til biodiversitet er, at der her blottes en næ-ringsfattig mineraljord uden en eksisterende frøpulje – en parallel til den naturlige erosion, som sker på vore kystskrænter. Herved skabes der plads for en såkaldt primær succession, hvor etableringen af ny natur er helt afhængig af omgivende arters spredningspotentiale og krav til levestedet. Den naturlige succession i råstofgrave går ganske langsomt, og selv efter 20-30 år kan der stadig være partier med blottet mineraljord.



Balle grusgrav – en værdifuld rudera-t med næringsfattig mineraljord og fri succession.
Foto: Morten D.D. Hansen.

Status og historisk udvikling

Der findes ingen statistik over arealet og antallet af biologisk interessante urbane levesteder, idet der først i de senere år er kommet fokus på biodiversiteten disse steder. Antallet af vedvarende ruderaer, eksempelvis havne- og baneterræner, er gået kraftigt tilbage pga. nedlæggelse af jernbanestrækninger, men til gengæld er der i forbindelse med de store anlægsarbejder på Storebælt og Øresund opstået nye arealer med ruderaer-natur. Antallet af aktive råstofgrave afhænger af samfundets behov for råstoffer, som normalt er størst i forbindelse med større anlægsarbejder. I de senere år er der dog kun opstået ganske få biologisk interessante råstofgrave, fordi de fleste råstofgrave efter endt udnyttelse bliver planeret og får påfyldt muld (Lars Kristiansen, pers. medd.). Hovedparten af de værdifulde råstofgrave er derfor af ældre dato; her har gravene blot fået lov at ligge til fri udvikling efter graveophør.

Byer, veje og parker indeholder typisk alléer eller fritstående løvtræer, hvor træerne, i modsætning til forstligt drevne skove, ofte får lov til at blive gamle og udvikle svækkelser i form af hulheder eller sårskader. De lysstillede træer har særlig stor værdi for varmekrævende insekter.

Trusler mod biodiversiteten

Den vigtigste trussel mod den urbane biodiversitet er ubetinget ødelæggelse af levestederne. Mange ruderaer bliver sløffet, efterhånden som der bliver behov for arealerne til anden anvendelse. Det er uheldigt i et biodiversitetsperspektiv, da flere arter i det urbane landskab er så sjældne, at de kun er registreret ganske få steder i Danmark. Eksempelvis findes der flere insekter, hvis eneste danske levested er en ruderaer ved Rødbyhavn. Hvis sådanne levesteder ikke opretholdes, vil arterne forsvinde fra Danmark.

I mange råstofgrave bliver der efter endt udvinding påført næringsrig muld som en del af retableringen. Tilførsel af muld bevirker, at råstofgravenes betydning som levested bliver dramatisk forringet pga. næringsbelastning, tilførsel af frø fra kulturlandskabets plantearter og en hurtig etablering af et tæt plantedække af konkurrencesterke arter. Udsætning af fisk og/eller ænder med efterfølgende fodring i råstofgravenes vandhuller medfører



Markfirben, et varmeelskende krybdyr som har været i stor tilbagegang.

Foto: Morten D.D. Hansen.

næringsbelastning og forringelse af vandkvaliteten, hvorved rentvandskrævende arter forsvinder (Hansen m.fl. 2010).

Manglen på græssende dyr eller anden fysisk forstyrrelse, som kan fastholde ruderaternes forstyrrede og åbne, varme og vegetationsløse levesteder er blandt de væsentlige trusler. Kvælstofnedfald fra luften bidrager ydermere til at fremskynde tilgroningen.

For de lysstillede gamle træers vedkommende består den største trussel i at træerne fældes i takt med, at samfundet opfatter dem som en trussel mod forbigående mennesker på grund af nedstyrtende grene eller stammer. Tilsvarende gælder, at mange gamle vejtræer er blevet fældet gennem de seneste 50 år af hensyn til trafiksikkerheden.

Valg af biodiversitetselementer

Vi har valgt ynglefuglene lille præstekrave og toplærke, markfirben, stor sandtæge og almindelig ulvefod som repræsentanter for arterne i det urbane landskab (Tabel 10.1). For lille præstekrave og toplærke gælder, at det urbane landskab er arternes væsentligste levested i dag. Lille præstekrave er indikator for søer med naturlig hydrologi og større nøgne flader af sand og grus, steder, hvor der også kan forekomme truede smådyr. Toplærke har oplevet en kraftig tilbagegang og foretrækker ustabile levesteder såsom ruderaer, råstofgrave o.lign. med menneskeskabte påvirkninger, jordflytning/påfyldning, opgravning, udpining eller overgræsning – steder, hvor der typisk forekommer mange enårige pionerplanter (Grell m.fl. 2002).

Markfirben er udvalgt, fordi en meget stor del af dens levesteder inde i landet findes i råstofgrave, vejkanter og andre ruderaer, i visse tilfælde endog midt i byerne (såsom Ebeltoft). Ud over varme og rigeligt med byttedyr stiller markfirben krav om varme sydvendte skrænter, hvor den kan lægge sine æg.

Blandt de hvirvelløse dyr har vi udvalgt stor sandtæge, som er en art, der stiller krav om sparsom vegetation vekslende med partier med blottet mineraljord. Hovedparten af artens kendte levesteder i Danmark er ruderaer.

Almindelig ulvefod er valgt, fordi en stor del af artens kendte levesteder er ruderaer såsom vejkanter og gamle råstofgrave. Almindelig ulvefod koloniserer næsten nøgne sandflader, hvor den kan opretholde bestanden, indtil tilgroning eller tilplantning tager overhånd.

Levestederne, som er valgt til at repræsentere biodiversiteten, er arealet af kunstige øer og jordvolde ved bygningskonstruktioner, vejskrænter, ruderaer, råstofgrave, gamle mure og diger samt store solitære løvtræer.

De kunstige øer, jordvolde og vejskrænter er valgt, fordi de i det omfang, de består af blottet mineraljord, repræsenterer levesteder for pionerplanter og varme- og lyskrævende dyr.

Ruderaer er valgt, fordi de indeholder et unikt dyreliv med især lys- og varmekrævende arter, og fordi mange sjældne og truede arter kun lever her.

Grusgravene indeholder mange arter af planter, padder, krybdyr, insekter og svampe, der er truede, fordi deres naturlige levesteder udenfor byerne forsvinder, og som her kan finde et alternativt levested.

Gamle mure og diger huser mange specielle plantearter. Afhængig af materialer, beskygningsgrad og orienteringsgrad mod verdenshjørnerne udgør disse gode biotoper for både fugtighedskrævende arter samt arter tilknyttet de varmeste og tørreste miljøer herhjemme. Det drejer sig om laver, mosser, bregner, padder, krybdyr, pattedyr, karplanter, svampe og invertebrater, hvoraf nogle kun findes her, eksempelvis bregnen murrude.

Store solitære løvtræer, eksempelvis langs veje og i parker, er valgt, fordi de er et levested for stærkt truede biller og epifytiske laver.

Det eneste proces-element, der er fundet vigtigt, er fri succession, som er betydningsfuldt for plante- og dyrelivet. Fri succession kan føre til at ruderaternes blottede mineraljord forsvinder, men er alligevel langt at foretrække for den hurtigere tilplantning og tilsåning. Med tiden kan fri succession føre til dannelsen af artsrige kratskove og sumpskove på den næringsfattige og kalkrige mineraljord.

Udviklingen af biodiversiteten

Der er stadig tilbagegang at spore for ynglefuglene. Mens lille præstekrave, der især yngler i grusgrave, har oplevet en fremgang, er toplærken gået kraftigt tilbage, og bestanden er nu kun på enkelte par. Toplærken er især truet af mangel på sparsomt bevoksede arealer med sand og grus i tilknytning til de havne- eller jernbaneterræner, hvor den forekommer, og hvor der endvidere skal være store vegetationsløse arealer (Grell m.fl. 2002, Wind & Pihl 2010).

Markfirben går stadig tilbage pga. tilgroning af levestederne, som primært forhindrer en succesfuld udklækning af æggene (Søgaard m.fl. 2008).

For stor sandtæge er bestandsudviklingen negativ på grund af bebyggelse, beplantning, tilgroning og fragmentering af levestederne (Tolsgaard 2009).

Almindelig ulvefod er generelt i tilbagegang, bl.a. pga. gødskning og jordbundsbearbejdning, men arten kan kolonisere nye vejskrænter, plantager og inddæmmede områder (Petersen 2010).

Udviklingen af arealet af kunstige øer, jordvolde, vejskrænter o.lign. bestående af mineraljord med naturlig succession er ukendt. Det er kendt, at områder som eksempelvis Peberholm ved Øresundsforbindelsen er overladt til fri succession, men omvendt er det uvist, i hvor stort omfang bygningsanlæg, vejskrænter og lignende store jordarbejder tilplanter eller dækkes af muldjord.

Ligeledes kender vi ikke udviklingen i antallet af ruderater med vedvarende forstyrrelser, dvs. hvor der er en fortsat slidpåvirkning, som holder plantevæksten nede og blotlægger sand og mineraljord til gavn for sjældne planter og dyr.

Antallet af åbne grusgrave med fri udvikling vurderes i tilbagegang, fordi de fleste råstoggrave efter endt udvinding bliver påført næringsrig muld som en del af retableringen. Når de gamle grusgrave samtidig gror til lige så langsomt, ender de åbne grusgrave med at være i tilbagegang. Gamle mure og diger samt store solitære træer er alle vigtige levesteder for sjældne og truede arter, men der findes ingen data eller viden der kan belyse udviklingen. Endelig kender vi ikke udviklingen i det samlede areal med fri succession.

ELEMENT	MÅLEMETODE	DATABASERET	EKSPERTVURDERING
ARTER			
Ynglefugle	Udbredelse og antal af lille præstekrave og toplærke	Tilbagegang: toplærke Fremgang: præstekrave	
Stor sandtæge	Antal lokaliteter med forekomst af arten		Tilbagegang
Markfirben	Antal lokaliteter med forekomst af arten		Tilbagegang
Almindelig ulvefod	Antal lokaliteter med forekomst af arten		Tilbagegang
LEVESTEDER			
Kunstige øer, jordvolde, vejskrænter o.l.	Areal af blottet mineraljord med naturlig succession		Ukendt
Ruderater (ekskl. råstofgrave)	Areal af store ruderater med lang driftskontinuitet		Ukendt
Råstofgrave	Antal og areal af åbne grusgrave med naturlig succession		Faldende
Gamle mure og diger	Længde og areal		Ukendt
Store solitære løvtræer	Antallet af solitære træer langs veje, i parker o.l.		Ukendt
PROCESSER			
Fri succession	Arealet af det urbane landskab uden tilplantet eller udsået vegetation		Ukendt

Tabel 10.1. Biodiversitetselementer for det urbane landskab.

Elementerne er opdelt i arter, levesteder og processer. En tilbagegang i biodiversiteten er markeret med gul farve, stabilitet eller fremgang er vist med grøn og ukendt udvikling med lys grå. Udviklingen er enten angivet i kolonnen med databaseret eller kolonnen med ekspertvurdering. For yderligere detaljer om analysemetoder og en detaljeret gennemgang af vurderede arter henvises til Appendiks 1 og 2 på internettet: <http://www.dmu.dk/Pub/FR815appendiks.pdf>

Samlet vurdering

Det vurderes samlet, at udviklingen af biodiversiteten knyttet til det urbane landskab er i tilbagegang. Der er først i de allerseneste år kommet fokus på det urbane landskabs naturværdier, og det nuværende vidensgrundlag er derfor yderst begrænset. Kun ét af ti biodiversitetslementer kan evalueres ud fra data og fire på basis af ekspertvurderinger. De resterende fem elementer ved vi alt for lidt om til at kunne bedømme en udvikling. Eftersom kun sten- og jorddiger i det urbane landskab, er omfattet af naturbeskyttelsesloven, har biodiversiteten normalt lav prioritet i forbindelse med ændret arealanvendelse. Alene baseret på denne omstændighed må biodiversiteten i det urbane landskab antages at være under et kontinuerligt pres, på trods af at der eksisterer viden om, at sparsomt bevoksede arealer med næringsfattig mineraljord er det vigtigste eller eneste levested for mange arter.

Litteratur

- Grell, M.B., Hansen, J. & Rasmussen, B. 2002: Overvågning af toplærke *Galerida cristata*, med en gennemgang og vurdering af de danske ynglehabitater. 46 s. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 171.
- Hansen, M. D. D., Olsen, K., Gjelstrup, P., Sell, H & Jensen, F. 2010. Gravhøjes og råstofgraves betydning for bevarelse af den biologiske mangfoldighed i Nationalpark Mols Bjerge. Rapport til Kulturarvstyrelsen. Vedr. J.nr. 2008-7.40-01/75104-0004.
- Levin, G. & Normander, B. 2008: Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 46 s. Faglig rapport fra DMU nr. 682.
- Ljungberg, H., 2002. Våra rödlistade jordlöparens habitatkrav. Entomologisk Tidskrift 123: 167-185.
- Petersen, B. V. 2010. Almindelig Ulvehod. I: Wind, P. & Pihl, S. (red.): Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]-. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010).
- Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, I., Banar, P., Tuf, I. H., Hejda, M. & Konvicka, M. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. Journal of Applied Ecology 47: 139-147.
- Schiel, F.-J. & Rademacher, M. 2008. Artenvielfalt und Sukzession in einer Kiesgrube südlich Karlsruhe. Ergebnisse des Biotopmonitoring zum Naturschutzgebiet "Kiesgrube am Hardtwald Durmersheim". Naturschutz und Landschaftsplanung 40: 87-94.
- Søgaard, B., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Andersen, P. N., Wind, P., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Teilmann, J., Skriver, J., Petersen, D. L. J., Jørgensen, T. B. 2008. Vurdering af bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (2001-2007) : Danmarks bidrag til EU i henhold til artikel 17 i EF-habitatdirektivet. / I: Eionet Central Data Repository : Habitats Directive: Report on Implementation Measures. (html).
- Tolsgaard, S. 2009. Stor Sandtæge. I: Wind, P. & Pihl, S. (red.): Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]-. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010)
- Wind, P. & Pihl, S. (red.): Den danske rødliste. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, [2004]-. <http://redlist.dmu.dk> (opdateret april 2010).

KAPITEL 11 GENETISK DIVERSITET

Liselotte Wesley Andersen &
Vibeke Simonsen

Genetisk diversitet er den genetiske variation, der findes inden for en art, mellem bestande af arten og mellem individer inden for bestanden. Den genetiske diversitet er en del af biodiversiteten og en forudsætning for, at en bestand fortsat kan udvikle sig og tilpasse sig ændrede miljøforhold og medvirker til, at bestanden fx er modstandsdygtig over for sygdomme.

Måling af genetisk diversitet

Den genetiske diversitet bestemmes som den variation, der er mellem individer (variation på individ-niveau), men også som den variation, der er mellem bestande (variation på bestands-niveau). Metoderne til bestemmelse af variationen er de samme for begge niveauer.

Hos de fleste arter optræder alle gener i to forskellige par (alleler). Hvis de to genpar er ens, er den genetiske variation mindre, end hvis de er forskellige. Genetisk diversitet hos det enkelte individ kan måles som antallet af gen-par med to forskellige udgaver af samme gen blandt alle de undersøgte gener, dvs. antallet af heterozygote gener. Det kan være interessant at måle variation hos det enkelte individer på den måde, men det er som regel vigtigere at måle den genetiske diversitet i en bestand. Det foregår ved, at man vælger et bestemt gen ud og tæller, hvor mange individer der er heterozygote for det bestemte gen. Ved at gentage dette for mange forskellige gener, får man et udtryk for bestandens samlede genetiske diversitet dvs. heterozygositet (betegnet H_o). En variant af det mål er den forventede heterozygositet (H_e), som er den forventede genetiske diversitet ved det, der kaldes Hardy-Weinberg ligevægt (Allendorf og Luikart 2007).



En løvfrø er klatret op i en slåenbusk.

Foto: Lars Dalby.

Faktorer der påvirker den genetiske diversitet

En af de vigtigste ting, der påvirker genetisk diversitet, er bestandens størrelse: Jo flere individer, des flere gener og dermed også mulighed for større variation blandt generne. Den genetiske diversitet bliver også påvirket af indvandring af individer fra andre bestande, mutation af gener, naturlig udvælgelse af individer og af indavl. Indavl kan være skadelig, da den øger sandsynligheden for, at skadelige alleler optræder i begge gen-par og dermed mindsker individets chancer for at overleve. Derfor kan indavl medføre bestandens uddøen og dermed være en trussel mod artsdiversiteten. Der findes dog en række arter, der som regel formerer sig ved selvbe-frugtning (fx byg), så indavl er ikke altid skadelig (Andersen m.fl. 2005). Spredningen af gener foregår ved formering (reproduktion). Den foregår normalt mellem individer inden for en art, men den kan også forekomme mellem to nært beslægtede arter. I det sidste tilfælde kalder man afkommet hybrider. Hvis hybriderne er i stand til at overleve, kan der ske overførsel af gener fra den ene forældreart til den anden og omvendt, og den normale barriere mellem arterne nedbrydes. Der findes mange eksempler på, at mennesker påvirker den genetiske diversitet inden for en art, fx ved at overføre gener fra bakterier til planter (genetisk modificerede planter).

Effektiv bestandsstørrelse og genetisk diversitet

Genetisk diversitet afhænger som nævnt af størrelsen af bestanden, men også af artens parringsstruktur (fx om en han parres med en eller flere hunner). Bestandsstørrelsen vurderes på to måder, dels som den totale bestandsstørrelse (N) og dels som den effektive bestandsstørrelse (N_e). Det er især den effektive bestandsstørrelse, der er interessant for bevarelse af genetisk diversitet, da den er et mål for andelen af individer, der får levedygtigt afkom (Andersen m.fl. 2005). Inden for populationsgenetik tales der om den minimale levedygtige bestand, altså det mindste antal individer, der er nødvendige for at sikre en bestands overlevelse inden for en bestemt tidsramme. For at forebygge indavl anbefaler man normalt, at der på kort sigt bør være mindst 50 individer, der producerer levedygtigt afkom, for at holde indavlen på 1% per generation (Soulé 1987). På langt sigt vil man anbefale, at der skal være mere end 500 (N_e), hvis man vil undgå tab af diversitet på grund af tilfældige hændelser i en bestand med begrænset størrelse (Franklin 1980). De to tal gælder dog ikke for alle arter, da arternes biologi (herunder bl.a. deres parringsstruktur) er af stor betydning for størrelsen af den minimale levedygtige bestand.

Forskellige miljø-faktorer kan reducere størrelsen af en bestand kraftigt. Ud over det åbenlyse fald i det totale antal individer i bestanden vil en stærk reduktion i bestandsstørrelsen også mindske andelen af individer, der formerer sig (N_e), og dermed medføre et fald i den genetiske diversitet. Ved et sådant kraftigt fald i bestandsstørrelsen taler man om, at bestanden går gennem en flaskehals. Når der er 50 individer, der formerer sig, er der stadig 37 % risiko for, at bestanden taber genetisk diversitet i løbet af en generation for alleler, der optræder en ud af hundrede gange (Hansen 1995). Det vil sige, at der er en forholdsvis stor risiko for at miste en af de mindre almindelige alleler, som kan have betydning for bestandens fremtidige overlevelse, selv ved den mindste anbefalede effektive bestandsstørrelse. Hvis man ønsker en lav risiko (1%) for at tabe en allel med en hyppighed på 1%, skal N_e være 230 individer per generation (Hansen 1995).

Status for genetisk diversitet

Gennem de sidste 50-60 år har molekylære metoder vundet stort indpas i bestemmelse af genetisk diversitet. Metoderne har radikalt ændret vor opfattelse af, hvor megen genetisk diversitet der findes, og har medført en diskussion af, hvad den genetiske diversi-

tet betyder. I 1984 udkom en oversigt over genetisk diversitet for 1.111 arter baseret på analyse af proteiner (Nevo m.fl. 1984). En af konklusionerne var, at 20 % af den genetiske diversitet kan forklares ud fra økologiske (fx om organismen er generalist eller specialist), demografiske (fx mobilitet) og livshistoriske (fx reproduktionsmetode) faktorer. Heraf er de økologiske faktorer alene ansvarlige for 90 %.

Vi har forsøgt at vurdere, hvilke af de ovenfor beskrevne faktorer, der har betydning for udviklingen i den genetiske diversitet for danske arter. Der er 17 undersøgelser af genetisk diversitet hos danske arter, og i de fleste undersøgelser er der også en vurdering af, om diversiteten er gået frem eller tilbage. Denne vurdering er dels foretaget ved at sammenligne en række variable indsamlet tidligere med deres nuværende værdier (for de arter hvor det har været muligt) og dels ved at benytte analysemetoder, der tester for fald i den genetiske diversitet. Nogle af de variable, der indgår, er den forventede genetiske diversitet (heterozygositet, H_e) samt effektiv (N_e) og anslåede bestandsstørrelse (N). Derudover indgår også i nogle tilfælde en test for et eventuelt tab i genetisk diversitet, der er fremkommet, efter at en bestand har været udsat for et kraftigt fald i bestandsstørrelsen, en såkaldt flaskehals-effekt, der forventes at give en reduktion af den genetiske diversitet.

Sommerfugle

Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) og hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*) er to sommerfuglearter, der begge er tilknyttet bestemte værtsplanter. Ensianblåfugls larveudvikling kræver forekomst af klokkeensian og desuden en myreart, i hvis bo larven lever som parasit. Hedepletvinges larver lever på djævelsbid. Klokkeensian er tilknyttet våde heder, og djævelsbid findes på græsland og naturenge. Enge, græsland og våde heder er gået stærkt tilbage gennem de sidste 100 år, og de to sommerfuglearter er gået tilbage i takt med tilbagegangen i naturtyperne. Hedepletvinge er beskyttet af EU's Habitatdirektiv og er opført på den danske rødliste som moderat truet. Tilbagegangen i naturtyperne kan forventes at have konsekvenser for den genetiske diversitet og struktur hos begge arter. Bestande af ensianblåfugl nord for Limfjorden har en lavere genetisk diversitet end ensianblåfugle syd for Limfjorden (Gadeberg & Boomsma 1997). Forskellen skyldes ikke umiddelbart tilbagegangen af våde heder de sidste årtier men derimod forhistoriske hændelser. Fra ca. 5.000 til 8.000 før nu var områderne i Nordjylland (Vendsyssel, Hanherred og Thy) splittet op i små øer opbygget af kalk og lerede moræneaflejringer. De våde heder og klitlavninger, hvor klokkeensian vokser i dag i Nordjylland, er først opstået sent, efter at landet har hævet sig, og den sandede havbund er blevet til klit og hede. Ensianblåfugl er derfor vandret ind senere i Nordjylland, end i de andre ældre, sydlige heder med klokkeensian (Odgaard 1994). Den nordlige udbredelse og lave genetiske diversitet skyldes derfor, at bestanden er indvandret sent i Nordjylland. Det viser sig også, at ensianblåfugle fra det samme område repræsenterer forskellige gen-puljer, men ikke hvor mange gen-puljer der er i området. Det betyder, at man ikke kan opgøre størrelsen af bestanden ved at tælle æg på de foderplanter, de er knyttet til, fordi æggene formentlig vil komme fra flere, genetisk forskellige bestande. Den andel der rent faktisk bidrager til formeringen i de enkelte bestande vil derfor være mindre, end man ville nå frem til ved at tælle æg. Tilbagegangen i hedepletvinges levesteder har betydet et fald i den genetiske diversitet (Sigaard m.fl. 2008). Det afspejles ved at der er en lavere genetisk diversitet i de danske bestande, end man finder hos andre truede sommerfugle. Hedepletvinge er også et eksempel på, at en nylig genindvandret bestand har en lavere genetisk diversitet end mere etablerede bestande. Fx har den forholdsvis nye bestand i Hjeds Kær kun halvt så høj diversitet som i de øvrige områder. Ligeledes er bestanden på Lundby Hede gået så meget tilbage, at det har givet et målbart tab af genetisk diversitet (flaskehals).

Padder

Strandtudse (*Bufo calamita*) og løvfrø (*Hyla arborea*) er to paddearter, der er beskyttet af EU's Habitatdirektiv. Strandtudsens yngler i lavvandede midlertidige vandhuller, der findes på næringsfattige strandenge og klitområder. Den er afhængig af områder med åben vegetation til at søge føde. Løvfrøens foretrukne levested er lavvandede vandhuller uden fisk og uden forøget tilførsel af næringsstoffer. Begge arter er, eller har været, i tilbagegang. Strandtudsens, fordi de lavvandede midlertidige vandhuller er forsvundet sammen med egnede områder til at overvinde og søge føde. Løvfrøen, fordi mange vandhuller er blevet drænet og fyldt op gennem flere årtier samtidig med, at vegetationen, der fremmer løvfrøens vandringer mellem vandhullerne, er blevet ødelagt. Begge arteres genetiske struktur og diversitet forventes at være påvirket af tilbagegangen. For strandtudsens har man hidtil antaget, at individer langs den jyske vestkyst udgjorde en stor sammenhængende bestand. Man har derfor ikke vurderet at arten er truet nationalt. De undersøgte bestande i henholdsvis Jylland og på Fyn og Sjælland viser sig dog at være tydeligt genetisk forskellige (Allentoft m.fl. 2009). Desuden viser det sig, at strandtudserne langs den jyske vestkyst ikke er én stor, sammenhængende bestand, som antaget. Den genetiske diversitet er lav sammenlignet med strandtudser i Europa, og det kan måske skyldes at strandtudsens i Danmark lever tæt på sin udbredelsesgrænse mod nord. Tre af de undersøgte bestande har haft et målbart tab af genetisk diversitet som følge af et kraftigt fald i bestandsstørrelsen (flaskehals). Den effektive bestandsstørrelse varierer, men der er ikke fundet sammenhæng mellem den genetiske diversitet og den effektive bestandsstørrelse. Det tyder på, at der er andre vigtige faktorer end bare nedgang i bestanden, der påvirker bestandenes nuværende genetiske profil. Bestandene er mere eller mindre isolerede, dvs. der er lille udveksling af gener mellem dem, hvilket meget sandsynligt kan skyldes tilbagegangen i antallet af de midlertidige vandhuller. Den manglende udveksling af individer er en trussel mod overlevelsen af bestandene på længere sigt.

Hos løvfrøen viser genetiske undersøgelser at fragmenteringen af løvfrøens levesteder (Andersen m.fl. 2004) har forårsaget et målbart fald i den genetiske diversitet, og at de undersøgte løvfrøer kommer fra flere genetisk forskellige bestande. Den effektive bestandsstørrelse, der er beregnet på baggrund af optællinger af kvækkende hanner gennem 10 år, viser en positiv sammenhæng med den genetiske diversitet. Jo større bestand, jo højere genetisk diversitet. Ud over dette er der også i flere af bestandene fundet et målbart tab af genetisk diversitet (flaskehals) som følge af et fald i bestandsstørrelsen.

Jagtbare pattedyr

Hare (*Lepus europaeus*) og krondyr (*Cervus elaphus*) er to jagtbare arter. Haren er i tilbagegang og krondyret har været i tilbagegang, men tilbagegangen har haft forskellige årsager for de to arter. Haren er en af mange danske arter som lever på nordgrænsen af sin europæiske udbredelse. Man vil forvente, at arter, der lever på kanten af deres mulige udbredelsesområde, har veldefinerede og genetisk adskilte bestande. Det har den danske hare også. Samtidig kan man se i den årlige opgørelse over jagtudbyttet (Noer m.fl. 2009), at haren er i kraftig tilbagegang i Danmark som i resten af Europa. Den væsentligste årsag til tilbagegangen er forringelse af harens levesteder på grund af det stadigt mere intensivt dyrkede landbrug (Andersen m.fl. 2009). Krondyr har været tæt på udryddelse i nyere tid, hovedsagligt på grund af et højt jagttryk. Som følge af nedgangen har man indført krondyr fra forskellige andre europæiske lande. Der er dog stadig enkelte tilbageværende hegnede områder (NØ-Jylland og Jægersborg Dyrehave) med det oprindelige danske krondyr. Dyrenes udbredelse er i dag begrænset til store skovområder, der fragmenteres

af landbrugsarealer (Nielsen m.fl. 2008). Et fællestræk for hare og krondyr er den forholdsvis negative fragmenteringseffekt, som landbrugsarealer giver.

Den genetiske diversitet hos danske harer er lavere end hos andre europæiske bestande af harer (Fickel 2008). Forskellen kan skyldes at det var et begrænset antal harer, der koloniserede Danmark for ca. 10.000 år siden, men den kan dog også skyldes nedgangen i harens bestandsstørrelser (Andersen m.fl. 2009). En undersøgelse af krondyr fra 14 forskellige steder, hovedsageligt i Jylland, viser, at tre hegnede bestande er tydeligt genetisk adskilte (Høstermark Skov, Tofte Skov og Jægersborg Dyrehave). Den gennemsnitlige genetiske diversitet hos de indhegnede krondyr er lavere end hos krondyr, der ikke er indhegnede. Der har også været et fald i effektiv bestandsstørrelse hos de indhegnede krondyr, der bl.a. er afspejlet i tab af genetisk diversitet (flaskehalse) de tre steder. Dette skyldes sandsynligvis hegningen af bestandene, som hindrer en udveksling af individer (gener) med de fritlevende bestande. Det er dermed effekten af den begrænsede effektive bestandsstørrelse, der er hovedårsagen til faldet i den genetiske diversitet (såkaldt genetisk drift). Opdelingen af levesteder sammen med en fortsat jagt på kronhjorte (mindsker udvekslingen af gener mellem bestandene) har formodentlig forårsaget en begyndende opsplitning i en øst- og vestjysk bestand samt en bestand nord for Limfjorden (Nielsen m.fl. 2008).

Mårdyr

Lækat (*Mustela ermina*) og brud (*Mustela nivalis*) er to mårdyr med overlappende levesteder. Begge arter foretrækker områder med kraftig græsvegetation og krat som fx enge, moser og skovkanter. Vildtudbyttestatistikken (Strandgaard & Asferg 1980) viste en halvering af udbyttet af lækat gennem ca. 24 år. Man mente, at faldet i bestanden af lækatte skyldtes, at landskabet i den periode blev mere åbent, dvs. med mere opdyrket land med få spredte naturlige levesteder tilbage. Lækatten blev fredet i 1983. Bruden har ligeledes været gennem et fald i bestandsstørrelse (Pertoldi m.fl. 2006).

De genetiske undersøgelser af lækat viste mod forventning tegn på at bestandene i Nordjylland og syd for Limfjorden var blevet større til trods for, at nedgangen i jagtudbyttet pegede på et fald i bestanden. Undersøgelser af udviklingen i den genetiske diversitet over en periode på ca. 50 år tyder på, at lækatten ikke har tabt væsentlige mængder genetisk diversitet i den undersøgte periode. Brud fra de samme to områder, Nordjylland og syd for Limfjorden, viste sig at være genetisk forskellige. Mængden af genetisk diversitet i de to områder er dog ikke væsentlig forskellig og ligger i den høje ende sammenlignet med genetisk diversitet hos andre mårdyr. Den nordjyske bestand viser tegn på at have tabt genetisk diversitet. En forklaring på den tilsyneladende opgang i bestanden, der er set hos lækat, og tab af genetisk diversitet (flaskehals) hos brud kan være, at begge arter har naturlige svingninger i bestandsstørrelsen. Ved naturlig op- og nedgange i størrelsen af en bestand kan man både se øgning og fald i genetisk diversitet. Udsving i den genetiske diversitet kan derfor være helt naturlige, og et udtryk for hvor bestandene befinder sig i deres cyklus. Det er derfor vigtigt at kende til arternes økologi og bestandsudvikling, når man skal fortolke ændringer i den genetiske diversitet. Man kan derfor ikke konkludere, at fragmentering af levesteder for disse to arter har påvirket deres genetiske diversitet (Pertoldi m.fl. 2006).

Ilder (*Mustela putorius*) og grævling (*Meles meles*) er arter, der stiller lidt større krav til deres levesteder end brud og lækat. Ilderens foretrukne levesteder er moser, vandhuller og våde enge, naturtyper som er gået kraftigt tilbage gennem det seneste århundrede.



Grævlingens foretrukne levested er skov, græsland og landbrugsland, hvor der er mulighed for at grave huler. Det er karakteristisk for grævlingen, at den i modsætning til andre mårdyr, lever i familiegupper (klaner), der består af 2-5 individer. Ilder må i dag reguleres uden dispensation, mens der ikke længere er jagttid på grævlingen. I sidste halvdel af 1900-tallet blev indberettet et faldende antal ildere og grævlinge til vildtudbyttestatistikken (Strandgaard & Asferg 1980). Lavere jagtudbytte kan skyldes, at bestandsstørrelsen for begge arter var faldet af forskellige årsager. For ildere kan nedgangen skyldes en forringelse eller fragmentering af levestederne. Hos grævling kan nedgangen måske skyldes en dalende interesse for grævlingeagt. En anden forklaring kan også være den voldsomme intensivering af landbruget de sidste årtier, der har forringet levestederne. Fælles for begge arter er, at man vil forvente, at en fragmentering af bestande eller fald i bestandsstørrelse fører til et fald i den genetiske diversitet. Ilder fra Thy og Østjylland har vist sig at være tydeligt forskellige genetisk, men den gennemsnitlige genetiske diversitet er den samme som hos andre mårdyr. Der er altså ikke et tab af genetisk diversitet i de to undersøgte bestande, hvilket kan tyde på, at der endnu ikke er målbare genetiske effekter af faldet i bestanden af ildere, eller at analysemetoderne ikke er tilstrækkeligt følsomme. Det kan dog også skyldes, at jagtudbyttet ikke er retvisende for bestandsstørrelsen (Møller m.fl. 2004). Bestande af grævling fra Midt/Nordjylland, Østjylland og Sønderjylland har vist sig at være genetisk forskellige. Der er også en tydelig genetisk forskel mellem de historiske bestande fra henholdsvis Midt/Nordjylland og Østjylland og nulevende bestande fra samme område. Det tyder på, at de tre bestande har været adskilt i lang tid. På trods af faldet i bestandsstørrelsen er der ikke fundet et tab af genetisk diversitet i nogen af bestandene. Det kan skyldes, at den anvendte metode ikke er følsom nok til at påvise en

Skovmår.

Foto: Hugh Jansman.

nedgang i diversiteten, men det er også muligt at faldet i jagtudbyttet skyldes manglende jagtlig interesse snarere end en tilbagegang i antallet af grævlinger (Pertoldi m.fl. 2005).

Skovmår (*Martes martes*) og odder (*Lutra lutra*) stiller begge specifikke krav til deres levesteder, og som resultat heraf forventes forringelser af levestederne at have en negativ effekt på bestandene (Pertoldi m.fl. 2008). Skovmår, som regnes for en næsten truet art i den danske rødliste, findes kun i gamle løv- og nåleskove, og den har en begrænset spredningsevne. Odderens foretrukne levesteder er vandløb, søer og vådområder. Den betragtes som indikator-art for god kvalitet af levestederne. Odderens tilbagegang gennem de sidste århundreder skyldes direkte jagt pga. pelsen, bekæmpelse som skadedyr for fiskeopdræt eller fiskeri, druknedød i ruser og ødelæggelse af levesteder ved inddæmning af land, udretning af åer m.m. Opgørelsen af jagtudbyttet viser et drastisk fald fra ca. 500 nedlagte oddere i 1941 til 100 dyr i 1967 (det sidste år hvor arten kunne jages). Kortlægning af oddere i 1980'erne viste, at arten stort set var forsvundet fra Sjælland og Fyn og udelukkende fandtes i det nordlige og vestlige Jylland omkring Limfjorden. Odder har dog været i stor fremgang i Jylland i de seneste 20 år, mens den er tæt ved at forsvinde på Sjælland. Odderen er beskyttet af EU's Habitatdirektiv og er opført som sårbar på den danske rødliste (Strandgaard & Asferg 1980, Madsen 1996, Pertoldi m.fl. 2001, Søgaard m.fl. 2004).

Jyske og sjællandske bestande af skovmår har vist sig at være genetisk forskellige både i tid og rum. Den jyske nulevende bestand har tabt en væsentlig mængde genetisk diversitet sammenlignet med den historiske bestand. Dette var ikke tilfældet for den sjællandske bestand. Den effektive bestandsstørrelse hos den nulevende jyske bestand er faldet drastisk, hvilket forklarer tabet i mængden af genetisk diversitet. Der er også sket et fald i den effektive bestandsstørrelse hos den sjællandske bestand, men ikke så markant. Forskellen i tabet af genetisk diversitet mellem skovmåren i Jylland og på Sjælland kan skyldes, at intensiveringen af landbruget er sket hurtigere i Jylland over de sidste 30-40 år (Pertoldi m.fl. 2008). For odder kan man bl.a. se et tab i genetisk diversitet, hvilket tilsyneladende er sket over meget lang tid (de sidste 2.000 år). Den gennemsnitlige genetiske diversitet fundet i danske oddere er blandt de lavest observerede blandt europæiske oddere. Den nulevende bestand af odder i Jylland er genetisk forskellig fra de historiske individer fra det sydlige Jylland og Sjælland.

Fisk

Ferskvandsgedden (*Esoxx lucius*) er ofte blevet udsat i danske søer. Udsætningsfiskene kom for det meste ikke fra den pågældende sø's oprindelige bestand af ferskvandsgedder, og spørgsmålet er, om en sådan massiv udsætning har haft indflydelse på den genetiske sammensætning hos den oprindelige bestand. Genetiske undersøgelser af gedder fra fire søer har dog påvist, at der er meget få af de udsatte fisk, der har parret sig med fisk i den oprindelige bestand, som derfor er relativt upåvirket af udsætningerne. Undersøgelsen viste fire genetisk forskellige bestande, der alle har været udsat for et tab i den genetiske diversitet (flaskehalse) på trods af den høje effektive bestandsstørrelse. Det kan skyldes, at de europæiske geddebestande enten har været igennem et tab af genetisk diversitet, før de blev etableret, eller at det er sket i forbindelse med indvandring af arten (Larsen m.fl. 2005).

Ørred (*Salmo trutta*) og laks (*Salmo salar*) er begge arter, der søger tilbage til de samme vandløb år efter år for at gyde. Vildlaksen i Danmark har været betragtet som uddød på grund af ødelæggelse af dens levesteder/gydepladser i ferskvand. Man har derfor gen-

nem mange årtier udsat laks fra skotske, irske og svenske laksestammer for at ophjælpe bestanden. Begge arter bliver sandsynligvis genetisk tilpassede til de vandløbsforhold, hvor de er klækket. Derved bliver ørrederne og laksene fra de forskellige vandløb genetisk adskilte bestande (Hansen m.fl. 2002, Jensen m.fl. 2008, Nielsen m.fl. 2001). Undersøgelser af ørreder fra forskellige vandløb viser intet tab af genetisk diversitet over tid. De bekræfter også, at det genetiske slægtskab er tættere mellem individer fra samme bestand fra forskellige år end mellem individer fra forskellige bestande. Den effektive bestandsstørrelse er høj i flere af de undersøgte historiske bestande. I en af bestandene (Karup Å 1993-1996) er den effektive bestandsstørrelse blevet væsentligt mindre. Det øger risikoen for, at denne bestand udryddes på længere sigt, fordi bestanden mister evnen til lokal tilpasning. Genetiske analyser af andre, små ørredbestande (Jensen m.fl. 2005) viser en meget lavere effektiv bestandsstørrelse, der kan forklare det væsentlige tab af genetisk diversitet, der er fundet i disse bestande. Årsagen til tabet i genetisk diversitet kan være forringelse af levestederne i de pågældende å-systemer i 1970-1980'erne med organisk forurening.

Den genetiske struktur hos ørredbestande i de meget lavvandede, ustabile å-systemer, der findes på Bornholm består af geografisk afskilte bestande, der er mere eller mindre forbundne via vandring mellem bestandene (Østergaard m.fl. 2003). De er dermed præget af uddøen og gen-indvandring til å-systemerne. I de undersøgte å-systemer er den genetiske diversitet høj og stabil over tid, mens den genetiske sammensætning (bestandsstrukturen) hos ørrederne i å-systemerne ikke er stabil over tid. Den effektive bestandsstørrelse er lav og vandringen høj mellem å-systemerne, hvilket er stik modsat ørredbestandene i de større, mere stabile åer i det øvrige Danmark.

Formålet med de genetiske analyser af laks var at identificere, om der stadig var oprindelige laks tilbage i de undersøgte vandløb, dvs. om det var muligt at skelne de oprindelige laks fra de udsatte laks. Genetiske undersøgelser har kunnet demonstrere, at der stadig er vildlaks tilbage i enkelte vestjyske å-systemer som Skjern Å, Varde Å, Ribe Å og Storåen, på trods af omfattende udsætninger og miljømæssige forandringer. Mængden af genetisk diversitet i den oprindelige Skjern Å laksebestand er uændret i forhold til mængden i den historiske bestand, men der er flere af de oprindelige laksebestande, der er forsvundet (Nielsen m.fl. 2001)

Helt (*Coregonus lavaretus*) og snæbel (*Coregonus oxyrhynchus*) tilhører samme familie og man har været i tvivl, om snæbelen var en selvstændig art. Hvad helt angår, er der kun lille genetisk forskel mellem de to Nordsøbestande (Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord), mens de resterende bestande (Estland, Rostock, Flyndersø, Kilen Sø, Allingå, Gudenå, Tange Sø) både er indbyrdes genetisk forskellige og også forskellige fra de to Nordsøbestande. Mængden af genetisk diversitet er på niveau med genetisk diversitet set hos tyske og estiske bestande af helt. Snæbelen er truet i Danmark og beskyttet af EU's Habitatdirektiv, hvilket har medført udsætninger for at øge bestanden. De tre nuværende danske bestande af snæbel i åsystemerne Vidåen, Varde Å og Hjortvad Å udgør ikke genetisk forskellige enheder. Antagelsen om, at snæbelen i Vidåen er den oprindelige bestand, og snæbelen i de to andre å-systemer er efterkommere, underbygges af den genetiske undersøgelse. Der findes dog ikke noget eentydigt svar på om forskellen i udseende mellem helt og snæbel er genetisk betinget. Ved at se på variation i en genetisk markør, der er karakteriseret ved at ændres over et meget langt tidsperspektiv (mitokondrie-DNA) dateret tilbage til den sidste istid, finder undersøgelsen de samme typer af markøren i snæbel som i helt. Benytter man i stedet genetiske markører (mikrosatellit DNA), der er karakteriseret ved en hurtigere ændring over tid, finder undersøgelsen enkelte typer af

denne markør i snæbel som ikke findes i helt. Det betyder, at der er et meget nært slægtskab mellem helt og snæbel, men da de to fisk ikke lever samme steder, kan man ikke afgøre om de er forskellige arter i biologisk forstand, dvs. om en hybrid kan få levedygtigt afkom. Resultatet antyder, at snæblen er en form af helten, der er udviklet efter sidste istid (Hansen m.fl. 1999).

Planter

Der er lavet enkelte genetiske undersøgelser på danske planter, hvoraf nogle få bør nævnes. Engelskgræs (*Armeria maritima*) er en udbredt planteart langs kysterne og vejene, og den genetiske diversitet er afhængig af bestandsstørrelsen (Weidema m.fl. 1996). Knoldet mjødurt (*Filipendula vulgaris*) vokser i tørt græsland og findes i mange små adskilte bestande, men der er alligevel en høj forekomst af de samme alleler. Det kan forklares ved, at der udover insektbestøvning også forekommer vindbestøvning (Weidema m.fl. 2000). Et eksempel på en planteart, hvor der ikke er fundet genetisk diversitet, selv med to forskellige metoder, er mygblomst (*Liparis loeselii*) (Andersen m.fl. 2005). Mygblomst er en lille orkidé, der vokser i kalkrige moser. Mygblomst er beskyttet af EU's Habitatdirektiv, og desuden fredet. Den manglende genetiske diversitet kan skyldes, at de metoder, der er benyttet, ikke er egnede til at påvise genetisk diversitet i mygblomst, eller at mygblomst ikke har genetisk diversitet.

Trusler mod genetisk diversitet

Fragmentering af naturområder

Forringelse og ødelæggelse af levesteder fører til stadig større fragmentering (Madsen m.fl. 2002). Fragmenteringen medfører, at bestande inden for de enkelte arter splittes op i mindre bestande, og den genetiske diversitet mindskes. Der bliver også større afstand mellem de små bestande, og arten kan dermed trues af uddøen. Fragmenterede bestande er sårbare over for hurtige og ekstreme forandringer af miljøet, fordi de er små, har en lav genetisk diversitet og har en begrænset mulighed for at undslippe eller tilpasse sig forandringerne (Andersen m.fl. 2005). Eksempler på arter i denne kategori er ensianblåfugl, hedepletvinge, strandtudse, løvfør, lækat, brud og grævling.

Udnyttelse af naturressourcer

Udnyttelse af naturlige ressourcer som fx fiskeri og jagt indebærer en risiko for et fald i den genetiske diversitet, fordi overudnyttelse kan forårsage kraftige fald i bestandsstørrelserne. Et højt jagttryk kan også give et fald i den genetiske diversitet, hvis den er målrettet bestemte dele af bestanden som fx trofæ-jagt. Udnyttelsen af arter kan også medføre utilsigtet påvirkning af andre arter end de udnyttede. Herved kan den genetiske diversitet være truet (Andersen m.fl. 2005). Eksempler på denne problemstilling er odder som påvirkes af fiskeri i søer og vandløb samt hare og krondyr, som har jagttid. Arterne påvirkes dog også af kvaliteten af deres levesteder.

Udsætning og indvandring

Udsætninger kan være en trussel mod den genetiske diversitet, hvis oprindelige bestande eller arter blandes med udsatte individer fra andre ikke hjemmehørende bestande. En sådan udsætning kan medføre, at den genetiske tilpasning og særpræg hos den oprindelige bestand forsvinder. Eksempler på denne problemstilling i Danmark er gedde, ørred, laks og snæbel, hvor der er flere eksempler på, at de oprindelige fisk kun i begrænset omfang parrer sig succesfuldt med de udsatte fisk. Hvis den oprindelige bestand er lille

når udsætningen sker, er der dog en stor sandsynlighed for, at der foregår krydsninger mellem udsatte og oprindelige fisk som for ørreder i Skjern Å. Bestande behøver dog ikke at være små, for at krydsninger mellem udsatte eller undslupne individer og naturligt forekommende bestande finder sted, hvilket observerede krydsninger mellem vildlaks og undslupne laks er et eksempel på (Thorstad m.fl. 2008).

Indvandring af arter, der ikke er naturligt forekommende i Danmark og som formår at sprede sig og opnå dominans, kan også være en trussel mod den genetiske diversitet (Andersen m.fl. 2005). Kendte eksempler på invasive arter i Danmark er den amerikanske signalkrebs hvis udsættelse i vandhuller truer den hjemmehørende flodkrebs, og planten rynket rose som er indført fra Asien og truer hjemmehørende planter langs strande og i klitter. Et af de mere omtalte eksempler er dræbersneglen (*Arion vulgaris*), som første gang blev registreret i Danmark i 1991 og senere har formoreret og spredt sig kraftigt. Arten har en voldsom formering og æder ikke blot haveplanter, men også vilde planter i skovbryn og i moser og naturenge. Imidlertid har genetiske undersøgelser vist, at arten er meget nært beslægtet med andre snegle i vores natur, som den kan parre sig med, fx den sorte skovsnegl (*Arion ater*) (S. Engelke pers. medd.). Tilmed viser det sig, at arten er hjemmehørende i det vestlige Europa, herunder Frankrig, hvor den blev beskrevet i 1855 som en underart af den røde skovsnegl, som også er indført i den danske natur (Moquin-Tandon 1855). Hermed rejses der tvivl om, hvorvidt arten er invasiv i streng forstand, eller den snarere er hjemmehørende i den europæiske natur, og blot er blevet fremmet af ændringer i klimaet eller miljøet. Der er dog ingen tvivl om at mennesket har hjulpet arten med at sprede sig via haveplanter og havejord.

Klimaændringer

I Danmark forventes klimaet at blive varmere i fremtiden med større årlig nedbør samt reduktion af landområder i forbindelse med havstigninger. Ved de forventede ændringer vil der være arter, der forsvinder, mens andre vil invadere landet. Klimaændringerne betyder, at eksisterende levesteder kan blive uegnede for arterne, som for at overleve vil være nødt til at skulle sprede sig til mere egnede levesteder. Klimaændringerne forværrer således den eksisterende situation, hvor fragmenteringen af levesteder modvirker effektiv spredning af individer. Ved såvel nyindvandring som lokal uddøen eller isolation af bestande, vil der være risiko for tab af genetisk diversitet.

Miljøfremmede stoffer

Miljøfremmede stoffer kan påvirke den genetiske diversitet ved at fremme individer med gener, der kan klare sig i det forurenede miljø (Guttman 1994, Gillespie & Guttman 1999). Det har dog vist sig, at forskellige organismer langt fra reagerer på samme måde på de samme stoffer. Tungmetaller, som i visse områder kan forekomme i stor koncentration, både naturligt og menneskeskabt i forbindelse med minedrift, er et godt eksempel. Engelskgræs forekommer i områder med og uden forurening af tungmetaller. Genetiske analyser af de tolerante og ikke-tolerante bestande viser, at tolerante bestande er udviklet flere gange, og at det gen-flow, der findes mellem bestandene, er kompenseret af et kraftigere selektionstryk i de tolerante bestande (Vekemans & Lefèbvre 1997). Ligeledes viser en undersøgelse af regnormen *Dendrobaena octaedra* i et metalforurennet område en øget forekomst af heterozygoter for enzymet esterase (Simonsen m.fl. 2008), og det samme er observeret hos regnormen *Lumbricus rubellus* (Simonsen & Scott-Fordsmand 2004, Simonsen & Klok 2010). Umiddelbart giver det en forøget heterozygositet, men da der kun forekommer en genotype i populationen, så må der være et meget kraftigt selek-

tionstryk på bestanden, dvs. at genetisk variation vurderet ud fra heterozygositet ikke er udtømmende. Disse eksempler viser at miljøfremmede stoffer mindsker den genetiske diversitet ved at udvælge særlige genetiske sammensætninger og fjerne andre, der under andre miljøpåvirkninger ville forøge overlevelsesmulighederne for bestanden.

Drivkræfter i udviklingen af genetisk diversitet

Genetisk diversitet påvirkes ikke kun af bestandsstørrelse, men også gennem udveksling af gener, mutation og naturlig udvælgelse. Hvis der kommer individer med en anderledes genetisk sammensætning fra andre bestande til en given bestand, kan det enten medføre en øget eller en mindsket genetisk diversitet. Udbygningen af infrastrukturen (veje og byer) samt strukturændringerne i agerlandet (stigende markstørrelser) medvirker begge til at opsplitte sårbare bestande i de udyrkede naturområder og dermed nedbringe bestandsstørrelsen. Samtidig kan udviklingen gå i modsat retning for nogle arter, som kan spredes uhyre effektivt med maskiner og byggejord. For at modvirke fragmenteringen af de større dyrs bestande og levesteder sørger man i dag for at bygge faunapassager i form af tunneller og broer for dyrelivet i forbindelse med større vejbyggerier.

Mutationer vil øge den genetiske diversitet, men det er generelt en meget langsom proces. Kemiske substanser i miljøet kan føre til en øget mutationsrate, men det er nok stadig en langsom proces, og samtidig medfører miljøfremmede stoffer ofte en streng udvælgelse af gener og nedgang i den genetiske diversitet. Da processerne ofte er modsatrettede eller i værste fald påvirker i samme negative retning, kan det føre til et fald i den genetiske diversitet. De faktorer, der er væsentlige for ændringen i den genetiske diversitet, er de samme, som påvirker individets muligheder for overlevelse og formering, da gener bæres af individer. Drivkræfterne kan være en række miljøbestemte faktorer som sult, tørst, begrænset plads, manglende mulighed for formering osv. Genetisk diversitet afhænger derfor af det omgivende miljø og den historiske udvikling, en bestand har været igennem.

I forhold til 2010- målet om at standse tabet af biodiversitet er det overordnede indtryk fra eksemplerne ovenfor, at den genetiske diversitet er faldende for hovedparten af organismerne. Nogle steder er tilbagegangen ikke statistisk målbar, men diversiteten er stadig lavere end i de historiske referencer. Der er ikke altid en entydig sammenhæng mellem ødelæggelse af levesteder og fald i genetisk diversitet, sammenhængen afhænger også af arten. Samtidig har man kun undersøgt et lille antal af de truede arter, og den målte genetiske diversitet er baseret på et meget lille udsnit af arternes samlede arvmasse, da generne for langt den største del af arterne ikke er kortlagt. Metoderne til at analysere gener er i rivende udvikling, og snart vil det være muligt at estimere genetisk diversitet på baggrund af en organismes samlede arvmasse. Herved vil man kunne identificere de gener, der er relevante for tilpasning til forskellige miljøforhold. Det vil give et tydeligere billede af hvilken form for genetisk diversitet, der er af betydning for en arts evne til tilpasning og dermed overlevelse, og det vil i højere grad blive muligt at følge udviklingen i den genetiske diversitet hos relevante arter.

Litteratur

- Abzhanov, A., Protas, M., Grant, B. R., Grant, P. R. & Tabin, C.J. 2004. Bmp4 and Morphological Variation of Beaks in Darwin's Finches. *Science* 305: 1462-1465.
- Allendorf, F. W. & Luikart G. 2007. Conservation and the genetics of populations. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK.
- Allentoft, M. E., Siegmund, H. R., Briggs, L. & Andersen, L.W. 2009. Microsatellite analysis of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Denmark: populations are islands in a fragmented landscape. *Conservation Genetics* 10: 15-28.
- Andersen, L. W., Fog, K. & Damgaard C. 2004. Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). *Proc. R. Soc. Lond. B.* 271: 1293-1302.
- Andersen, L. W., Simonsen, V., Søgård, B., Madsen, A. B., Pertoldi, C., Wind, P., Pihl, S., Fog, K. & Damgaard, C. F. 2005. Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen. Danmarks Miljøundersøgelser. 66 s. Faglig rapport fra DMU nr. 539. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.
- Andersen, L. W., Fredsted, T., Wincent, T. & Pertoldi, C. 2009. Brown hares on the edge: Genetic population structure of the Danish brown hare. *Acta Therio.* 54: 97-110.
- Gadeberg, R. M. E. & Boomsma J. J. 1997. Genetic population structure of the large blue butterfly *Maculinea alcon* in Denmark. *Journal of Insect Conservation* 1: 99-111.
- Fenger, J., Jørgensen, A. M. K., Mikkelsen, H. E. & Philipp, M. 1993. Greenhouse effect and climate change: Implications for Denmark. *Ambio* 22: 378-385.
- Fickel, J., Hauße, H. C., Pecchioli, E., Soriguer, R., Vapa, L. & Pitra C. 2008. Cladogenesis of the European brown hares (*Lepus europaeus* Pallas 1778). *European Journal of Wildlife Research* 54: 495-510.
- Franklin, L. R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: Conservation Biology: an evolutionary perspective. Soulé M. E. & Sinauer, W. A. (eds.). Pp 135. Sunderland, MA. USA.
- Gillespie, R. B. & Guttman S. J. 1999. Chemical introduced changes in the genetic structure of populations: Effects on allozymes. Pp. 55-77. In: Forbes, V. E. Genetics and Ecotoxicology. Taylor and Francis, New York, USA.
- Hansen, M. M. 1995. Grundlaget for fiskeudsætninger i Danmark. Danmarks Fiskeriundersøgelser 59s. Faglig rapport fra DFU nr. 28-96.
- Hansen, M. M., Mensberg K.-L. & Berg S. 1999. Postglacial recolonization patterns and genetic relationships among whitefish (*Coregonus* sp.) populations in Denmark, inferred from mitochondrial DNA and microsatellite markers. *Molecular Ecology* 8: 239-252.
- Hansen, M. M., Ruzzante, D. E., Nielsen, E. E., Bekkevold, D. & Mensberg K.-L. 2002. Long-term effective population sizes, temporal stability of genetic composition and potential for local adaptation in anadromous brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Molecular Ecology* 11: 2523-2535.
- Jensen, L. F., Hansen, M. M., Carlsson, J., Loeschcke, V. & Mensberg, K.-L. 2005. Spatial and temporal genetic differentiation and effective population size of brown trout (*Salmo trutta* L.) in small Danish rivers. *Conservation Genetics* 6: 615-621.
- Jensen, L. F., Hansen, M. M., Pertoldi, C., Holdensgaard, G., Mensberg, K. L. D. & Loeschcke, V. 2008 Local adaptation in brown trout early life-history traits: implications for climate change adaptability. *Proc. R. Soc. B.* 275: 2859-2868.
- Larsen, P. F., Hansen, M. M., Nielsen, E. E., Jensen, L. F. & Loeschcke, V. 2005. Stocking impact and temporal stability of genetic composition in a brackish northern pike population (*Esox lucius* L.) assessed using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Heredity* 95: 136-143.
- Madsen, A. B. 1996. The ecology and conservation of the otter (*Lutra lutra*) in Denmark. Ph.D. thesis, Danish National Environmental Research Institute
- Madsen, A. B., Simonsen, V., Pertoldi, C. & Loeschcke, V. 2002. Barrierer i landskabet – betyder de noget for de vilde dyr? 56 s. Tema-rapport No. 40, DMU.

- Moquin-Tandon, A. 1855. Histoire naturelle des mollusques terrestres et fluviatiles de la France contenant des études générales sur leur anatomie et leur physiologie et la description particulière des genres, des espèces et des variétés. Tome second. – pp. 1-646, atlas 1-92, Pl. I-LIV [= 1-54]. Paris. (Baillièrre). Tilgængelig via internetsiden www.animalbase.org ved søgning på *Arion vulgaris*.
- Møller, T. B., Pertoldi, C., Madsen, A. B., Asferg, T., Frydenberg, J., Hammershøj, M. & Loeschcke, V. 2004. Genetic variability in Danish polecats *Mustela putorius* as assessed by microsatellites. *Wildlife Biology* 10 : 25-33.
- Nevo, E., Beiles, A. & Ben-Shlomo, R. 1984. The evolutionary significance of genetic diversity: Ecological, demographic and life history correlates. Pp. 13-213. In: Vol. 53 Mani GS (ed.), *Evolutionary dynamics of genetic diversity*.
- Nielsen, E. E., Hansen, M. M. & Bach, L. A. 2001. Looking for a needle in a haystack: Discovery of indigenous Atlantic salmon (*Salmo salar* L) in stocked populations. *Conservation Genetics* 2: 219-232.
- Nielsen, E. K., Olesen, C. R., Pertoldi, C., Gravlund, P., Barker, J. F. S., Mucci, N., Randi, E. & Loeschcke, V. 2008. Genetic structure of the Danish red deer (*Cervus elaphus*). *Biological Journal of the Linnean Society* 95: 688-701
- Odgaard, B. V. 1994. The Holocene vegetation history in northern West Jutland, Denmark. *Opera Botanica* 123: 1-171.
- Pertoldi, C., Hansen, M. M., Loeschcke, V., Madsen, A. B., Jensen, L. & Baagoe, H. 2001. Genetic consequences of population decline in the European otter (*Lutra lutra*): an assessment of microsatellite DNA variation in Danish otters from 1883-1993. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 268: 1775-1781.
- Pertoldi, C., Loeschcke, V., Randi, E., Madsen, A. B., Hansen, M. M., Bijlsma, R. & Van de Zande, L. 2005. Present and past microsatellite variation and assessment of genetic structure in Eurasian badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology* 265: 287-394.
- Pertoldi, C., Norup, A.-M., Madsen, A. B., Baagoe, H. J., Randi, E. & Loeschcke, V. 2006. No evidence of past bottlenecks in two Danish mustelids: results of craniometric and genetic studies in time and space. *Biological Journal of Linnean Society* 88: 541-553.
- Pertoldi, C., Barker, S. F., Madsen, A. B., Jørgensen, H., Randi, E., Muñoz, J., Baagoe, H. J., Loeschcke, V. 2008. Spatio-temporal population genetics of the Danish pine marten (*Martes martes*). *Biological Journal of Linnean Society* 93: 457-464.
- Sigaard, P., Pertoldi, C., Madsen, A. B., Søgaard, B. & Loeschcke, V. 2008. Patterns of genetic variation in isolated Danish populations of the endangered butterfly *Euphydryas aurinia*. *Biological Journal of Linnean Society* 95: 677-687.
- Simonsen V. & Klok C. 2010. Genetic and ecological impacts of heavy metal and flooding stress on the earthworm *Lumbricus rubellus* in floodplains of the Rhine river. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 270-275.
- Simonsen, V., Laskowski, R., Bayley, M., Holmstrup, M. 2008. Low impact of metal pollution on genetic variation in the earthworm *Dendrobaena octaedra* measured by allozymes. *Pedobiologia* 52: 51-60.
- Strandgaard, H. & Asferg, T. 1980. The Danish Bag Record II. Fluctuations and trends in the game bag record in the years 1941-1976 and the geographical distribution of the bag in 1976. *Danish Review of Game Biology* 11: 1-12.
- Soulé, M. E. 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Søgaard, B., Madsen, A. B., Elmeros, M. & Hammershøj, M. 2004. Den danske bestand af odder er i fremgang. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser, Fagdatacentret for Biodiversitet og Terrestrisk Natur. (<http://www.dmu.dk/Dyr+og+planter/Dyr/Oddere/>).
- Thorstad, E. B., Fleming, I. A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V., Whoriskey, F. 2008. Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. 110 pp. NINA Special Report 36.

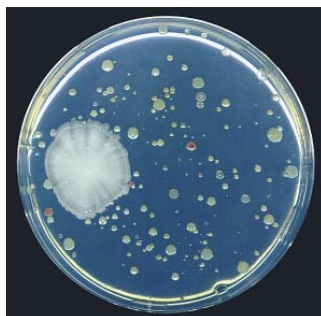
- Vekemans, X. & Lefèbvre, C. 1997. On the evolution of heavy-metal tolerant populations in *Armeria maritime*: evidence from allozyme variation and reproductive barriers. *Journal of Evolutionary Biology* 10: 175-191.
- Weidema, I. R., Magnussen, L. S. & Philipp, M. 2000. Gene flow and mode of pollination in a dry-grassland species, *Filipendula vulgaris* (Rosaceae). *Heredity* 84: 311-320.
- Weidema, I. R., Siegismund, H. R. & Philipp, M. 1996. Distribution of genetic variation within and among Danish populations of *Armeria maritima*, with special reference to the effects of population size. *Hereditas* 124: 121-129.
- Østergaard, S., Hansen, M. M., Loeschcke, V. & Nielsen, E. E. 2003. Long-term temporal changes of genetic composition in brown trout (*Salmo trutta* L.) populations inhabiting an unstable environment. *Molecular Ecology* 12: 3123-313.

KAPITEL 12 MIKROBIEL DIVERSITET

Anne Winding

Hvad er mikroorganismer?

Mikroorganismer er en samlet betegnelse for organismer, der kun kan ses under en stærk lup eller i mikroskop. Historisk har begrebet omfattet alle encellede organismer, men også flercellede svampe i jordbunden, som er vanskelige at se uden lup. Definitionen er altså ikke meget præcis, men her vil vi omtale vira, bakterier og mikrosvampe. Det er langt sværere at artsbestemme mikroorganismer end større organismer, fordi mikroorganismerne formerer sig ukønnet og har lettere ved at udveksle gener med hinanden. En bakterieart er i praksis defineret ved at have 70 % eller større genetisk lighed, en temperaturpræference inden for 5° C (Wayne m.fl. 1987) og/eller mere end 97 % lighed i genet, der koder for ribosomer, som er den del af cellen, der oversætter den genetiske kode til proteinernes byggeklodser (Hund-Rinke & Winding 2009). Her er altså tale om et langt lavere slægtskab, end man finder hos dyr og planter, hvor der eksempelvis er 99 % lighed mellem arvmassen hos menneske og chimpansé.



Petriskål med kolonier af jordbakterier. Den store koloni er en *Bacillus cereus*. Diversiteten ses som farve- og størrelsesforskelle på kolonierne.

Foto: Bjarne Munk Hansen.

Traditionelt er bakterier og mikrosvampe blevet artsbestemt ud fra deres egenskaber under væksten, typisk baseret på udseende, fysiologi og stofskifte. Dog kan udseende ikke bruges effektivt til at skelne mellem forskellige bakterier. Man har også brugt kemisk baserede metoder, hvor man fx farver cellevæggen eller undersøger indhold af fedtsyrer eller produktion af giftstoffer. Svampe er i højere grad mulige at artsbestemme ud fra deres udseende, men det kræver typisk, at man kan observere svampene på det livsstadium, hvor de formerer sig kønnet. Inden for de sidste ca. 30 år er det blevet mere udbredt at bestemme slægtskab på baggrund af genetiske undersøgelser. Det sker især baseret på sekvenserne af ribosomernes gener, men også sekvenser af andre udvalgte gener eller hele arvmassen.



Et enkelt gram jord indeholder op til 10.000 forskellige arter af bakterier.

Foto: Niels Bohse Hendriksen.

Oprettelsen af store databaser med gensekvenser har haft særlig stor betydning for slægts- og artssbestemmelse af mikroorganismer. Det har medført en revision af hele den kendte biologiske opdeling af arter, som endnu ikke er tilendebragt. Den traditionelle opdeling i arter og grupper baseret på vækstegenskaber passer ikke med den genetiske opdeling, og det er stadig årsag til mange spekulationer, undersøgelser og revisioner af slægtskab. Det gælder både for bakterier og svampe.

Flere arter af mikrosvampe, hvor man ikke har kendt et kønnet formeringsstadium, har vist sig at være identiske med svampearter med kendte kønnede formeringsstadier. Nogle forskere hævder i dag til at den genetiske bestemmelse af biologisk slægtskab bedst kan udtrykkes som et glidende forløb, hvor alle mellemformer er mulige, og der derfor ikke er en streng opdeling i arter (Konstantinidis & Tiedje 2007). I dag bruger man ofte en adskillelse af mikroorganismer, som er baseret på en kombination af vækstform og genetik. Vira adskiller sig ved ikke at være levende organismer, da de kræver en levende celle hos en vært for at kunne formere sig. Vira identificeres typisk med genetiske metoder (Winding m.fl. 2008).

Mikrobiel diversitet

Antallet af individer og arter, og dermed den mikrobielle diversitet, er meget høj sammenlignet med mange andre organismer. Et gram jord indeholder således typisk 1 milliard bakterier og mere end 1.000 – 10.000 forskellige arter (Curtis & Sloan 2005, Torsvik m.fl. 1996). Den høje diversitet er blevet forklaret med det høje antal organismer, hyppig genoverførsel mellem forskellige mikroorganismer og stor variation i mikroorganismernes levesteder (Ramette & Tiedje 2007).

Traditionel diversitetsbestemmelse er sket på basis af dyrkede, isolerede mikroorganismer, men eftersom kun 0,1 til 10 % af de naturligt forekommende mikroorganismer i vores miljø kan dyrkes i laboratoriet (Winding m.fl. 1994), giver denne metode kun et begrænset billede. De nyere molekylære metoder bliver da også hyppigt anvendt, og inden for de sidste årtier er der sket en voldsom udvikling i metoderne, så de er blevet langt mere tilgængelige for forskere og samtidig langt mere nøjagtige.

Den stigende anvendelse af genetiske metoder har givet helt ny indsigt i den enorme genetiske diversitet i mikrobielle samfund. I det seneste tiår er udviklingen gået i retning af analyser af den samlede arvmasse af hele mikrobielle samfund. Efterfølgende kan man med avanceret databehandling adskille de genetiske arter eller enheder i prøven og dermed bestemme den genetiske diversitet. Man finder på den måde et væld af informationer om såvel forekomst af arter som forekomst af gener, der koder for specifikke funktioner.

Funktionel diversitet

Funktionel diversitet er beskrivelsen af de mikrobielle samfunds forskellige evner til at udføre forskellige funktioner. Funktionel diversitet måles ofte ved at lade de undersøgte mikroorganismer vokse på særlige eller blandede kulstofkilder eller ved at måle aktiviteten af enzymer, som hjælper bakterierne til at nedbryde eller omdanne et stof. Man kan også bruge molekylærbiologiske metoder til at opnå et mål for aktiviteten og diversiteten af en række processer (Nielsen & Winding 2002). Når man bestemmer mikrobielle samfunds funktioner, undersøger man ofte omsætningen af stoffer, der er relevante for miljøet. Det kan være omsætning af plantematerialer, gylle og gødning, som spredes på markerne, eller miljøfremmede stoffer som tårerestoffer eller omsætning under tilstedeværelse af hæmmende stoffer som antibiotika, tungmetaller eller pesticider.



Kålsommerfuglelarver på hvidkålsblade. Bakterien *Bacillus thuringiensis* kan anvendes til bekæmpelse af disse skadedyr, som imidlertid også er en del af biodiversiteten.

Foto: Bjarne Munk Hansen.

Strukturel diversitet

Mikroorganismernes cellemembraner (dvs. deres ydre cellevæg) indeholder forskellige karakteristiske fedtsyrer. Ved at analysere mængden og diversiteten af fedtsyrer fra cellemembraner får man et overordnet mål for de mikrobielle samfunds størrelse og struktur. Dette mål har vist sig effektivt til at opnå indsigt i mikrobiel diversitet uden at skulle dyrke mikroorganismene (Nielsen & Winding 2002).

Biogeografi og økosystemfunktioner

Mikroorganismer forekommer i et stort eller endog meget stort antal på alle levesteder, og historisk har paradigmet "alt er alle vegne, miljøet udvælger" været udbredt inden for mikrobiel økologi (Cho & Tiedje 2000). Ud fra dette paradigme er mikroorganismernes funktioner robuste, fordi de til enhver tid tilpasser sig miljøet. Mikrobiel diversitet kan dog reagere forskelligt på forstyrrelser. Man taler om, at samfund af mikroorganismer kan udvise i) resistens, hvor diversiteten er uændret efter forstyrrelsen, ii) resiliens, hvor diversiteten efter forstyrrelsen vender hurtigt tilbage til udgangspunktet, iii) funktionel redundans, hvor diversiteten er ændret, men funktionerne er de samme, samt iv) sårbarhed, hvor den mikrobielle diversitet og funktion bliver ændret (Allison & Martiny 2008).

Den høje mikrobielle diversitet har altid forårsaget en vis undren, og er til dels blevet forklaret med "funktionel redundans", hvor forskellige arter kan udføre samme funktion. Funktionel redundans formodes at være høj blandt mikroorganismer (Hol m.fl. 2010). Nogle forskere har fundet, at sammenlignelige levesteder indeholdt samme funktionelle mikrobielle samfund, mens andre har fundet, at dette ikke var tilfældet. Forskerne opnår altså i dag forskellige resultater, hvilket kan skyldes følsomheden af de metoder, man bruger

samt størrelsesskalaen, man måler på. Nogle undersøgelser viser således, at der er en sammenhæng mellem, hvor følsomme metoder man bruger, og hvor høj diversitet i arter og funktioner man kan finde (Ramette & Tiedje 2007). I et studie fandt man, at den samme art af den udbredte jordbakterie *Pseudomonas* varierede genetisk efter levestedet (Cho & Tiedje 2000). I varme kilder er der ofte et meget specielt mikrobielt samfund, som er helt forskelligt fra omgivelserne på grund af de høje temperaturer og ofte meget høje og specielle saltforekomster. Det har vist sig at nogle af mikroorganismene, fx blågrønalgen *Synechococcus*, kun forekommer nogle få, geografisk adskilte, steder (Ramette & Tiedje 2007). Den spredte fordeling forklares med fysisk adskillelse og dårlig overlevelse af blågrønalgen under transport (fx med fugle) fra den ene varme kilde til den næste. I havvand bliver der i disse år udført molekylærbioologiske diversitetsundersøgelser, der omfatter farvande fordelt over hele jordkloden. Resultater herfra viser, at nogle få "arter" findes overalt, mens hovedparten af "arterne" (69 %) kun blev fundet i en lokalitet (Fuhrman 2009). For en del sygdomsfremkaldende mikroorganismer er der også udført epidemiologiske studier, der viser deres indbyrdes slægtskab over hele Jorden. Den nutidige rejseadfærd er ofte skyld i, at de samme mikroorganismer bliver spredt over hele kloden.

Nogle undersøgelser tyder på, at den mikrobielle diversitet er højere nærmere ækvator og lavere ved polerne. Andre undersøgelser viser, at breddegraden ikke har nogen betydning, men at diversiteten bestemmes af mere lokale forhold som surhedsgrad (Fuhrman 2009). Det kan skyldes, at den mikrobielle diversitet er resultatet af summen af mange forskellige forhold, men kan også skyldes valget af metoder til at undersøge diversiteten. I betragtning af den rivende metodeudvikling må vi forvente en meget større viden om mikroorganismers udbredelse i løbet af de kommende år.



Klimacændringer vil medføre hyppigere oversvømmelser med mulighed for dannelse af iltfrie forhold hvor andre mikroorganismer vil vokse op.

Foto: Britta Munter.

Drivkræfter i udvikling af mikrobiel diversitet

Mikroorganismer spiller en central rolle i alle økosystemer for omsætning af organisk stof og recirkulering af næringsstoffer til brug for planternes vækst. De generelle nedbrydningsprocesser ser ud til at være nærmest upåvirkede af den genetiske diversitet. Selv efter store forstyrrelser, med et stort fald i antal mikroorganismer og genetisk diversitet, genvindes funktionerne hurtigt. Det er altså noget "alle" kan. For de mere specialiserede processer, som fx omsætning af kvælstofforbindelser, findes der flaskehalsprocesser, som kun ganske få bakterier kan udføre. Med molekylære teknikker er det muligt at identificere og følge diversiteten af de specialiserede mikroorganismer, som det ofte ikke er muligt at få til at vokse i laboratoriet.

Planternes vækst afhænger af, at der er mikroorganismer til stede: Mikroorganismer optager organisk stof og frigør uorganiske stoffer, som planterne kan optage som fx kvælstof, fosfor og kalium. Mikroorganismer kan beskytte planter mod sygdomsangreb, og nogle organismer som fx mykorrhizasvampe lever i symbiose med planterødder og giver planterne øget adgang til næringsstoffer. Bakterier, der kan binde luftens indhold af kvælstof, kan indgå i symbiose med bælgeplanter og i rodknolde binde kvælstof til gavn for planternes vækst.

Under sterile forhold har sygdomsfremkaldende mikroorganismer nemmere ved at dominere, mens stigende mikrobiel diversitet begrænser dominansen og dermed sygdomsudbruddet. Det er specielt undersøgt i landbrugsjord, hvor man ønsker at opnå jord med mange mikroorganismer og høj mikrobiel diversitet for at øge den generelle sygdomshæmmende effekt. Der findes også mikrobielle samfund, som er i stand til helt at undertrykke plantesygdomme. Der er her tale om en fin balance mellem jordbunden og de mikrobielle samfund (Weller m.fl. 2002). Jordens egen undertrykkelse af skadelige mikroorganismer i jorden skyldes ofte specifikke mikroorganismers aktivitet; organismer, som det i nogle tilfælde har været muligt at isolere (Weller m.fl. 2002). Derimod har det vist sig svært at fremme denne type af sygdomsfrie jorde ved at tilføre mikroorganismer. Der er altså tale om helt særlige interaktioner mellem jord, mikroorganismer og planter.

Mikroorganismer som føde for andre dyr

Mikroorganismer danner fødegrundlag for en lang række dyr, fra encellede dyr til større jordbundsdyr som regnorme, mider og springhaler. Jordbundsdyrenes "græsning" på mikroorganismerne kan mindske antallet af mikroorganismer væsentligt. Samtidig øges væksten af de mikroorganismer, som overlever, fordi de er færre om buddet, og fordi det organiske stof bliver findelt, og næringsstofferne bliver recirkuleret, så der er mere tilgængelig føde og flere levesteder. Mikroorganismer har forskellige fysiske og kemiske mekanismer til forsvar mod græsning. Ved græsning ændres den mikrobielle diversitet, dels ved størst vækst af dem, der bliver spist mindst, og dels ved ændrede konkurrenceforhold.

Udsætning af arter og invasive arter

Da der ikke eksisterer en opgørelse over danske arter af mikroorganismer, og da vores viden om diversiteten har ændret sig væsentligt gennem de seneste årtier, er det ikke muligt at få overblik over invasive mikroorganismer i naturen. Der findes dog eksempler på bestemte sygdomsfremkaldende mikroorganismer, der med den stigende globalisering er kommet ind over landets grænser. Det er derfor også sandsynligt, at mikroorganismer fra andre steder i verden har etableret sig i den danske natur. Det forventes også, at klimacændringer vil medføre indvandring og etablering af mikroorganismer, som kræver højere temperaturer og ændrede nedbørsforhold. Her er opmærksomheden mest rettet mod mikroorganismer, der kan fremkalde sygdom hos planter, dyr og mennesker.

I planteproduktion udsættes bevidst mikroorganismer til biologisk bekæmpelse af skadedyr og plantesygdomme. Sådanne mikrobiologiske bekæmpelsesmidler er godkendt af EU, og for at opnå godkendelse vurderer man organismernes mulighed for at overleve og formere sig i naturen samt risikoen for mulige skadevirkninger. Øvrige mikroorganismer, som markedsføres til at øge planternes vækst eller forbedre jordens kvalitet, er ikke omfattet af en tilsvarende godkendelse. Man bruger også mikroorganismer til at fjerne miljøfremmede stoffer (se næste afsnit). Generelt viser erfaringen, at bakterier udsat i miljøet til at løse en bestemt opgave overlever og etablerer sig dårligt i miljøet. Dog har man fundet at en *Bacillus thuringiensis*, som kan slå sommerfuglelarver ihjel, overlevede mere end 10 år efter udsætning i en dansk markjord (Hendriksen & Hansen 2002).

Et eksempel på en samfundsgavnlig effekt af udsætning af en mikroorganisme finder vi på Island. Her findes jorde, hvor der ikke var naturligt forekommende bakterier, der kan binde luftens kvælstof. For at øge plantevæksten udsatte man derfor bevidst knolddannende *Rhizobium*-bakterier sammen med bælgeplanter. Udsætning af denne enkelte art medførte øget plantevækst og hurtigere dannelse af muldjord (Hansen m.fl. 2000). Det er et eksempel på at introduktion af bestemte bakterier væsentligt har ændret miljøet.

Miljøfremmede stoffer

Miljøfremmede stoffer kan have store effekter på mikroorganismer. Antibiotika og vækstfremmere vil hæmme en række forskellige mikroorganismer og samtidig favorisere de modstandsdygtige, som enten trænes til resistens eller opnår resistens ved overførsel af gener eller mutation. Tilsvarende vil visse sprøjtemidler rettet fx mod svampe have negative effekter på disse mikroorganismer og favorisere mikroorganismer, der ikke tager skade.

Mikroorganismers potentiale for nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer som olie/tjære, pesticider og lægemidler har fået stor opmærksomhed i de senere årtier, hvor problemer med forurening med disse stoffer er blevet åbenlyse. Mikroorganismer kan under nogle forhold bruges til at rense forurenede jord og vand. Rensningen kan fremmes ved, at man tilføjer vækstsubstrater, gennemlufte jorden, øger nedbrydning i planters rodzone, samt ved at tilsætte særligt udvalgte kulturer af mikroorganismer. Her er den høje mikrobielle diversitet en fordel, da det er lykkedes at finde og opformere mikroorganismer, som helt eller delvist kan nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer. Der er dog undtagelser som fx dioxin og PCB, der ikke lader sig nedbryde. De mikrobielle samfund udviser her en styrke ved at fungere i fællesskaber, som samarbejder om, under de rette betingelser, at nedbryde de miljøfremmede stoffer.

Klimacændringer

Klimacændringer i form af højere temperaturer og perioder med højere fugtighed vil kunne medføre indvandring af nye mikroorganismer (specielt virus og bakterier), ofte transporteret af levende dyr som insekter (myg, fluer, flåter), fugle og gnavere (rotter og mus). Derudover vil øget temperatur også øge overlevelsesiden for sygdomsfremkaldende mikroorganismer i miljøet og i fødevarerne, hvilket vil øge risikoen for udbrud af sygdomme (Semenza & Menne 2009). Mens det er sikkert, at nye arter vil indvandre, er det uvist, om andre arter vil uddø som følge af klimacændringer. Disse ændringer i biodiversiteten vil måske også kunne påvirke menneskets sundhed (Rapport et al 2009). Det er uafklaret, om den mikrobielle diversitet vil stige eller falde, men sammensætningen vil nok ændre sig.

Klimacændringer i form af højere temperaturer vil også medføre højere omsætning af organisk stof i jorden, da mikroorganismerne arbejder hurtigere ved højere temperaturer og derfor hurtigere vil nedbryde det organiske stof til næringssalte, CO₂ og vand. Det vil

resultere i lavere indhold af organisk stof i jorden, da der vil blive nedbrudt mere, end der vil blive dannet. Denne forøgede aktivitet forventes i sig selv at øge antallet af mikroorganismer og deres aktivitet og dermed også den mikrobielle diversitet. Mere ekstreme vilkår som både tørkeperioder med høj temperatur og meget fugtige perioder med mulighed for dannelse af iltfrie områder vil også øge den mikrobielle diversitet, men muligvis nedsætte tabet af organisk stof fra jorden, da dette går hurtigst under iltede forhold med en passende fugtighed.

Status for mikrobiel diversitet i Danmark

Viden om status for den mikrobielle diversitet i Danmark er underlagt de samme begrænsninger som i resten af verden: der eksisterer en del undersøgelser over mikrobiel diversitet eller forekomst af forskellige mikroorganismer på forskellige levesteder, men der findes så vidt vi ved ingen samlet vurdering af tilbagegang i biodiversitet, hverken på tværs af økosystemer eller arter. Ud over særlige, afgrænsede arealer, hvor der er sket et sammenbrud i økosystemet, fx på grund af massiv forurening, har vi ikke tilstrækkelig viden til at kunne vurdere trusler mod den mikrobielle diversitet, eller om diversiteten er i fremgang eller tilbagegang.

Den mikrobielle diversitet har nok mindre herlighedsværdi for folk og deres naturoplevelse, men værdien for naturens bevarelse og blivende herlighedsværdi er rigelig grund til at bevare den mikrobielle diversitet, som er langt større end diversiteten af højere organismer. Mikroorganismene er helt centrale for, at naturen ser ud og fungerer, som den gør. Mikroorganismer udfører store og vigtige funktioner i miljøet og understøtter de fleste økosystemydelser, som har meget stor betydning for økosystemernes funktioner og for menneskers udnyttelse og afhængighed af det omgivende miljø. For at opretholde et velfungerende miljø, eller endda reparere på det eksisterende, er det derfor meget vigtigt at bevare den høje mikrobiologiske diversitet – også set i lyset af den manglende viden om mange af den mikrobielle diversitets funktioner. Så selvom de mikrobielle samfund i mange tilfælde virker så robuste, at de bedre vil være i stand til at opretholde deres funktioner end større organismer som planter og dyr, er det vigtigt at bevare den mikrobielle diversitet. Det er også muligt at ændringer i den mikrobielle diversitet kan bruges som en tidlig advarsel om økologiske forandringer, som senere vil have effekt på større organismers diversitet.

Der er også i den mikrobielle diversitet gemt enorme potentialer og endnu ukendt viden om funktioner, processer og stoffer, der kan være til gavn for mennesket, dyrene, planterne og naturen som helhed. Det være sig til produktion af bioenergi, omsætning af affald fra fødevarereproduktion, energiproduktion, anden industri og husholdningsaffald, samt muligheder for produktion af ny medicin. Den store mikrobielle diversitet rummer sandsynligvis mange endnu uopdagede egenskaber, som kan udnyttes kommercielt.

Der er således rigeligt med argumenter for at bevare den mikrobielle diversitet for eftertiden samt øge vores viden om mikrobiel diversitet i naturen. Vi forudser da også, at forskningen de kommende år vil give mere viden om mikrobiel diversitet og udbredelse i Danmark og internationalt. Dermed vil det blive muligt at sammenligne den mikrobielle diversitet på tværs af de forskellige levesteder, som er behandlet i denne rapport, og på den måde bidrage til en vurdering af status for økosystemernes samlede biodiversitet.

Litteratur

- Allison, S. D. & Martiny, J. B. H. 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *PNAS* 105: 11512-11519.
- Cho, J.-C. & Tiedje, J. M. 2000. Biogeography and degree of endemism of fluorescent *Pseudomonas* strains in soil. *Applied Environmental Microbiology* 66: 5448-5456.
- Curtis, T. P., Sloan, W. T. 2005. Exploring microbial diversity – A vast below. *Science* 309: 1331-1333.
- Fuhrman, J. A. 2009. Microbial community structure and its functional implications. *Nature* 459: 193-199.
- Hansen, B. M., Winding, A., Johansen, J. E. & Jacobsen, B. 2000. De gode, de onde og de grusomme bakterier. TEMA-rapport fra DMU nr. 33.
- Hendriksen, N. B. & Hansen, B. M. 2002. Long term survival and germination of *Bacillus thuringiensis* var kurstaki in a field trial. *Canadian J. Microbiology* 48: 256-261.
- Hol, W. H. G., de Boer, W., Termorshuizen, A. J., Meyer, K. M., Schneider, J. H. M., van Dam, N. M., van Veen, J. A. & van der Putten, W. 2010. Reduction of rare soil microbes modifies plant-herbivore interactions. *Ecology Letters* 13: 292-301.
- Hund-Rinke, K. & Winding, A. 2009. Links between microbial diversity, stressors and detoxification capacity. Pp. 179-189. In: Sala, O. E., Meyerson, L. A. & Parmesan, C. (eds.). *Biodiversity Change and Human Health. From Ecosystem Services to Spread of Disease*. SCOPE 69. Island Press.
- Konstantinidis, K. T. & Tiedje, J. M. 2007. Prokaryotic taxonomy and phylogeny in the genomic era: advancements and challenges ahead. *Current Opinion in Microbiology* 10: 504-509.
- Nielsen, M. N. & Winding, A. 2002. Microorganisms as indicators of soil health. National Environmental Research Institute, Denmark. Technical report no. 388.
- Ramette, A. & Tiedje, J. M. 2007. Biogeography: an emerging cornerstone for understanding prokaryotic diversity, ecology, and evolution. *Microbial Ecology* 53: 197-207.
- Rapport, D., Daszak, P., Froment, A., Guégan, J.-F., Lafferty, K. D., Larigauderie, A., Mazumder, A. & Winding, A. 2009. The impact of anthropogenic stress at global and regional scales on biodiversity and human health. Pp. 41-60. In: Sala, O. E., Meyerson, L. A. & Parmesan, C. (eds.). *Biodiversity Change and Human Health. From Ecosystem Services to Spread of Disease*. SCOPE 69. Island Press.
- Semenza, J. C., Menne, B. 2009. Climate change and infectious diseases in Europe. *The Lancet* 9: 365-375.
- Strickland, M. S., Lauber, C., Fierer, N. & Bradford, M. A. 2009. Testing the functional significance of microbial community composition. *Ecology* 90: 441-451.
- Torsvik, V., Sørheim, R. & Goksøyr, J. 1996. Total bacterial diversity in soil and sediment communities – review. *Journal of Industrial Microbiology* 17:170-178.
- Wayne, L. G., Brenner, D. J., Colwell, R. R., Grimont, P., Kandler, O., Krichevsky, M., Moore, L. H., Moore, W., Murray, R. G. E., Stackebrandt, E., Starr, M. P., Truper, H. G. 1987. Report on the ad-hoc-committee on reconciliation of approaches to Bacterial Systematics. *International Journal of Systematic Bacteriology* 37: 463-464.
- Weller, D. M., Raaijmakers, J. M., McSpadden Gardener, B. B. & Thomashow, L. 2002. Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. *Annual Review of Phytopathology* 40: 309-348.
- Winding, A., Binnerup, S. J., & Sørensen, J. 1994. Viability of indigenous soil bacteria assayed by respiratory activity and growth. *Applied Environmental Microbiology* 60: 2869-2875.
- Winding, A., Hendriksen, N. B., Jehle, J. & Fjeldsted, A.. 2008. Taxonomic identification of micro-organisms in microbial pest control products. In: Working document on the evaluation of microbials for pest control. ENV/JM/MONO(2008)36. <http://www.oecd.org/env/pesticides>.

KAPITEL 13 VELFÆRDSØKONOMISKE ASPEKTER

Mette Termansen,
Berit Hasler &
Gregor Levin

Det store fald, der er set i biodiversiteten, har medført, at det er blevet interessant for økonomer og forvaltere at undersøge, hvad biodiversiteten betyder for samfundet. Dels for at kunne vurdere, hvad det er, man står til at miste, men også for at kunne vurdere, hvor mange ressourcer samfundet bør bruge for at modvirke tabet og vende udviklingen. Det er dog ikke helt let at opgøre den samfundsmæssige værdi af biodiversitet. Dels er biodiversitet i sig selv et kompliceret begreb, også for biologer, og dels har forskellige mennesker meget forskellig gavn af biodiversitet og værdsætter den forskelligt. Selve begrebet "værdi" er også komplekst, og fortolkes forskelligt blandt forskere fra forskellige fag. Der er lavet flere internationale undersøgelser af sammenhængen mellem biodiversitet og velfærd (MEA 2003). I mange lande, fx Tyskland og England, foretages der nu nationale opgørelser af værdien for menneskeheden af ændringer i økosystemerne – inklusiv ændringer i biodiversiteten (TEEB 2008, UKNEA 2010).

I dette kapitel vil vi vise, hvordan man kan undersøge samfundsøkonomiske effekter af ændringer i forskellige aspekter af biodiversitet. Vi vil give eksempler på de danske undersøgelser, der findes, og diskutere, hvordan viden kan inddrages i en vidensbaseret naturforvaltning i Danmark. Før vi gennemgår de eksisterende danske erfaringer, vil vi give en oversigt over debatten om værdien af biodiversitet og argumenterne for at investere i bevarelse af biodiversitet.

Kysten hører til danskernes foretrukne rekreative naturområder.

Foto: Britta Munter.



Undersøgelser af, hvad beskyttelse af biodiversitet betyder for samfundet (velfærden), har ført til, at man har indført begreber som økosystemets goder og tjenester. Årsagen er, at der kan være en sammenhæng mellem biodiversitet, økosystemets struktur, funktioner og processer på den ene side og de positive effekter, økosystemet leverer til samfundet, på den anden. Disse samfundsmæssige goder kan fx være i form af rent drikkevand, produktiv dyrkningsjord, næringsstofomsætning, ren luft, tømmer, fisk og jagtbart vildt samt arter med uopdagede medicinske egenskaber (Daly 1997). Mange af disse goder og tjenester kan handles og har en pris, mens andre ydelser knyttet til biodiversitet ikke har en direkte pris. Det gælder fx herlighedsværdier, rekreative muligheder, klimaregulering, bestøvning, kulturelle, religiøse, spirituelle og etiske værdier knyttet til naturen.

Der er bred enighed om, at man kan dele økosystemtjenester i fire typer (Figur 13.1). Produktionstjenester beskriver goder, som har værdi for mennesket, fordi vi forbruger produkter baseret på naturens ressourcer. Det kan fx være fødevarer, træ og vildt. Produktion af disse goder kræver dog også andre menneskeskabte ressourcer såsom arbejdskraft og maskiner. Når man skal sætte værdi på denne type af goder, afspejles den ofte i den værdi, den omsættes for på et virkeligt marked. Køb og salg i et marked er derfor med til at regulere forbruget af ressourcer og investering i naturressourcer med henblik på forbrug i fremtiden. I et effektivt marked vil udbud og efterspørgsel oftest kunne regulere sådanne goder samfundsmæssigt optimalt. Langt de fleste miljøgoder kan dog ikke reguleres så direkte.

Regulerende tjenester, som fx klimaregulering i form af kulstofbinding, er tjenester af en mere indirekte karakter. Menneskets gavn af klimaregulering kan man ikke sætte værdi på ved at studere markedet. Dette skyldes, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem den investering, den enkelte kan foretage for at øge kulstofbindingen eller reducere CO₂-belastningen af atmosfæren, og den reduktion i omkostningerne ved klimaforandringer den enkelte vil opleve. Det betyder, at der er brug for andre metoder til at opgøre værdien af de regulerende tjenester, hvis man vil gennemføre de bedst mulige investeringer og reguleringer set i et samfundsmæssigt perspektiv.

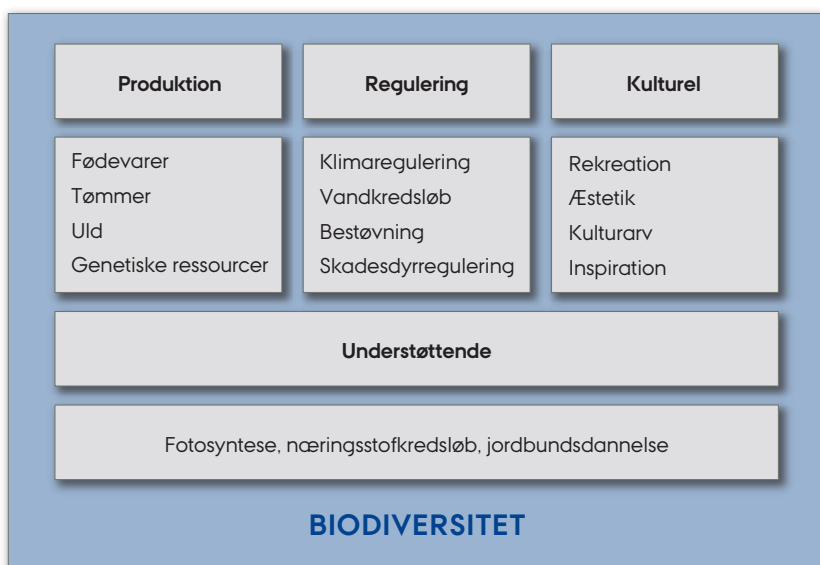
Kulturelle tjenester, såsom rekreative muligheder og bevarelse af kulturarv, er også goder, hvor værdien ikke er reguleret i et marked. Undersøgelser af den type af værdier kan derfor være med til at gøre betydningen af disse aspekter af biodiversitet mere tydelige.

Den sidste type af tjenester beskrives som de understøttende tjenester. Det kan fx være fotosyntese og næringsstofkredsløb, dvs. tjenester, som vi er indirekte afhængige af, fx for at kunne dyrke og høste afgrøder. Understøttende tjenester forsøger man ikke at værdisætte. Det er ikke, fordi de ikke er værdifulde, men fordi deres værdi for mennesket er inkluderet i værdien af de øvrige goder og tjenester fra økosystemet.

Det kan være nyttigt at bruge ovenstående opdeling, fordi den viser, hvordan ændringer i økosystemerne kan påvirke mennesker afhængigt af, hvilke goder og tjenester der har betydning for den enkelte person eller gruppe. Af figuren fremgår det også, at biodiversitet i sig selv ikke er en tjeneste, men at biodiversitet kan påvirke goder og tjenester i alle fire kategorier. Biodiversitet kan dermed have betydning for både understøttende tjenester, indirekte tjenester og tjenester, der mere direkte påvirker mennesker. Det er dog ikke altid klart, hvilken sammenhæng der er mellem biodiversitet og goder og tjenester, eller hvordan de forskellige tjenester afhænger af hinanden. Dette har betydning, hvis naturen forvaltes med udgangspunkt i nogle få goder og tjenester, da der derfor kan være usikkerhed om, hvordan denne forvaltning vil påvirke økosystemets produktion af andre

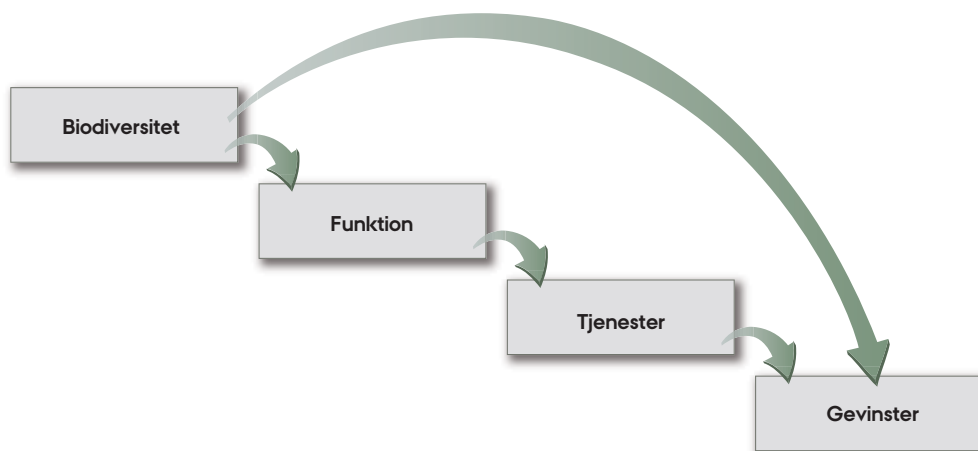
Figur 13.1. Opdeling af økosystems tjenester.

Baseret på MEA, 2003.



Figur 13.2. Kaskademodellen.

Baseret på Haines-Young and Potschin, 2009.



Figur 13.3. Sammenhæng mellem biodiversitet, økosystemfunktion, miljøgoder og tjenester og gevinster eller omkostninger

Biodiversitet	Økosystem funktioner og processer	Miljøgoder og tjenester	Gevinster
Genetisk diversitet Artsdiversitet Økosystem diversitet	Primær produktion Bestøvning Vandets kredsløb Kulstofkredsløb	Rent vand Frugter, bær, raps Beskyttelse mod storm Afværgning af klimaforandringer	Drikkevand Fødevareforbrug Beskyttelse af ejendom, erhverv Undgåede omkostninger ved klimaforandringer

goder og tjenester. Det er derfor nødvendigt at kende disse sammenhænge, hvis man vil vurdere de samfundsmæssige konsekvenser af nedgang i biodiversitet og alternative naturforvaltningsinitiativer.

Når man vil sætte økonomisk værdi på ændringer i biodiversiteten, kan man fx tage udgangspunkt i den såkaldte kaskademodel for økosystemtjenester og goder. Modellen beskriver, hvordan ændringer i biodiversitet kan hænge sammen med ændringer i økonomisk værdi (Figur 13.2).

Figur 13.2 illustrerer, at biodiversitet både kan have indirekte og direkte betydning for samfundet. Den indirekte betydning er gennem dens indflydelse på økosystemtjenester, som kan have betydning for mennesker. Den direkte betydning er fx værdisættelse af bevarelse af en mangfoldig natur, selvom der ikke er en påviselig brug af dette gode. I den virkelige verden er sammenhængene dog mere komplicerede, end det fremgår af figuren. Det er nemmest at forklare de komplekse sammenhænge gennem eksempler på typer af biodiversitet, funktioner, goder og gevinster (Figur 13.3).

Kaskademodellen definerer tjenester ud fra menneskets behov og ønsker og inddrager ikke argumenter for beskyttelse af biodiversitet, som rækker udover menneskers etiske værdigrundlag. Dermed kan analyser inden for denne model ikke inkludere fx et miljø-etisk synspunkt om, at natur og miljø har en værdi i sig selv, som er uafhængig af deres værdi for mennesker.

Værdien af biodiversitet – internationale erfaringer

En gennemgang af 322 internationale undersøgelser viser, at der er brugt mange forskellige metoder til at undersøge biodiversitetens værdi for mennesket (Raffaelli m.fl. 2009). Variationen i metodevalget skyldes især forskellige definitioner af biodiversitet og forskellige måder at måle værdi på. En stor del af undersøgelserne bruger ideen om økosystemtjenester, som vi har beskrevet ovenfor, og antallet af denne type undersøgelser er stigende (udgør 101 af de 322). En anden populær metode er at undersøge befolkningens værdisætning af eksistensen af diverse elementer af biodiversitet. Det kan fx være særlige dyrearter eller landskaber som ikke bruges til noget konkret (bruges af 68 af 322). Endelig undersøger mange studier den samfundsøkonomiske værdi af muligheden for rekreative oplevelser (98 af 322). Man har også undersøgt direkte kommerciel udnyttelse af biodiversitet, dog mest med fokus på fiskeri (19 af 322). Gennemgangen inkluderer kun undersøgelser, der har prøvet at vurdere værdien af diversitet i sig selv, i modsætning til værdien af udnyttelsen af biologiske ressourcer mere generelt. Der er også enkelte undersøgelser, der gør brug af metoder, der ikke er baseret på økonomisk teori. Det kan fx være undersøgelser af betydningen af biodiversitet for nedgang i samfundsskadelige aktiviteter som kriminalitet og voldelige handlinger. Her er begrebet biodiversitet meget bredt fortolket og kunne måske bedre beskrives som betydningen af naturen for sociale relationer. Der findes også undersøgelser af værdien af genetiske ressourcer, fx til mulig udnyttelse i den farmaceutiske industri eller til forædling af landbrugets afgrøder (24 af 322). Her undersøger man værdien af en mulig udnyttelse i fremtiden og værdien af forsikring mod klimaforandringer eller andre miljømæssige forandringer. En del undersøgelser måler ikke værdien af biodiversiteten, men søger i stedet at måle omkostningerne ved at beskytte biodiversitet. Disse analyser siger derfor intet om den værdi, der kan opnås ved gennemførelse af naturbeskyttelse, eller den værdi, man kan bevare. En sidste kategori af undersøgelser opgør biologisk ydeevne og vurderer, hvordan biodiversiteten påvirker ydeevnen (16 af 322).

Værdien af biodiversitet – danske erfaringer

Der er en generel forståelse i den danske offentlighed for værdien af at beskytte biodiversiteten, men der er kun ganske få egentlige undersøgelser af værdien af ændringer i biodiversitet i Danmark. I det følgende præsenterer vi de studier, der er lavet, fordelt på de økosystemer, som er behandlet i de tidligere kapitler i rapporten.

Tørre lysåbne naturtyper: Overdrev og hede

Jacobsen m.fl. (2008) har gennemført et studium af værdien af at beskytte de danske lyngheder. Forskerne forsøgte her at afdække, hvilken værdi befolkningen tillægger bevarelsen af de plante- og dyrearter, der er hjemmehørende på heden, og som kun findes her. Jacobsen m.fl. (2010, side 23) skriver: "Mange biodiversitetsrelaterede værdisætningsundersøgelser har brugt en såkaldt ikon-art til at beskrive biodiversitet med (fx Jakobsson & Dragun 2001, Loomis & White 1996), som evt. repræsenterer en bredere gruppe af dyr eller planter for folk". Undersøgelsen viser, at værdien afhænger af, hvordan vi præsenterer forringelserne og ændringerne i hedens kvalitet over for den udspurgte. Hvis man spørger om viljen til at betale for beskyttelse af hedearealerne i sig selv, viser det sig, at heden er kendt og værdsat som landskabs- og naturtype, og at beskyttelse af heder og overdrev generelt tillægges stor værdi. Hvis der i stedet spørges til beskyttelsen af to udvalgte "ikon-arter" for heden, nemlig planten vår-kobjælde og natsommerfuglen *Euxoa lidia*, er betalingsviljen langt højere, end når der blot spørges til heden. Betalingsviljen ligger mellem 300-750 kr/husstand/år, afhængigt af hvordan der spørges. Det er interessant, at betalingsviljen er større, når beskyttelsen gælder navngivne arter. Danskerne betalingsvilje for hederne er ikke enestående – skotterne har eksempelvis en betalingsvilje specifikt til heder på 23 £/husstand/år, hvor heder udgør ét element af flere, der spørges til (Hanley m.fl. 1998).

Ferske vådområder

Søer, moser, åer, vandløb og evt. omkringliggende enge, har vi valgt at behandle samlet. Af Søndergaard Jensens undersøgelse fra 2003 vedrørende friluftsliv i naturområder fremgår det, at befolkningen i gennemsnit lægger ca. 10 % af naturbesøgene i tilknytning til disse naturtyper.

Åmosen, der er Danmarks største lavmose og ligger på Sjælland mellem Kalundborg, Holbæk og Sorø, er et eksempel på et vådområde der har betydning for både kultur- og naturværdier. Der findes unikke fortidsminder i Åmosen i form af gamle bopladser. Fortidsminderne er begravet og beskyttet under tørvelaget, men nu er fortidsminderne truet af udtørring, fordi vandet er drænet væk fra mosen. De kan bevares, hvis man hæver vandstanden. En højere vandstand vil samtidig understøtte biodiversiteten ved at beskytte mosen natur, herunder en række sjældne plantearter.

DMU og AKF (Lundhede m.fl. 2005) har foretaget beregninger, der viser, at befolkningen har en stor vilje til at betale, både for at forbedre biodiversiteten og for at sikre de fortidsminder, der ligger begravet i jorden i dette område. Betalingsviljen for forbedrede betingelser for den biologiske mangfoldighed er ca. 500 kr/husstand/år. Indikatorarterne for moser og enge blev ikke nævnt i det informationsmateriale, de adspurgte fik. I stedet blev status for den biologiske mangfoldighed i Store Åmose karakteriseret ved en lille mangfoldighed, dvs. mange dyr fordelt på få, almindelige arter, hvor de sårbare og sjældne plantearter er truet af udtørring og dyrkning. En stor mangfoldighed er omvendt beskrevet som mange almindelige og sjældne dyrearter, især forskellige fuglearter, med beskyttelse

af sjældne plantearter mod udtørring og dyrkning. Den verbale beskrivelse af naturtilstanden blev ledsaget af billeder af klokkel yng, rådyr og vandfugle. Det er interessant, at de adspurgte har en markant betalingsvilje for at beskytte biodiversiteten, uanset hvor de bor i landet. Omvendt er det kun lokale beboere, som vil betale for at forbedre de rekreative muligheder i området i form af bedre adgang til mosen. Miljøstyrelsen har anvendt resultaterne til en samfundsøkonomisk beregning af nettogevinsterne ved at forbedre biodiversiteten og beskytte fortidsminderne i området (Miljøstyrelsen 2005). Det vil ifølge miljøstyrelsens beregninger koste mellem 50 og 118 mio. kr. i alt at gennemføre beskyttelsen. Uanset hvor store dele af mosen der beskyttes, konkluderer Miljøstyrelsen, at indsatsen vil give en samlet samfundsmæssig gevinst.

Vandrammedirektivet stiller krav om, at danske vandløb og søer skal opfylde krav til god økologisk tilstand. Det betyder blandt andet, at der skal være gode levevilkår for dyr og planter, som naturligt lever i vandløb og søer. En stor del af de danske vandløb og søer vil ikke opfylde disse krav i 2015 uden yderligere tiltag. Et eksempel er, at mere end 90 % af vandløbene i Odense Fjords opland ikke opfylder miljømålene med de i dag besluttede tiltag, og for 15 af 17 søer i Odense Fjords opland er der risiko for, at miljømålene ikke opfyldes i 2015. Vandkvaliteten er blevet målt af hhv. Odense og Roskilde Miljøcentre. I en undersøgelse af befolkningens betalingsvilje for forbedringer af vandkvaliteten blev de adspurgte præsenteret for forskellige niveauer for vandkvaliteten i form af billeder og tekst, der viser hvordan vandet ser ud, og hvilke arter der kan leve i vandet (Hasler m.fl. 2010). Vandkvaliteten er beskrevet på billederne i forhold til de kombinationer af arter, som er karakteristiske for vandløb i god økologisk tilstand. Arterne på billederne (jf. Hasler m.fl. 2010) er således ikke navngivne, men der er billeder af fisk og vandplanter, der karakteriserer hhv. meget god, god, moderat og dårlig vandkvalitet i henhold til Vandrammedirektivet. Undersøgelsen omfatter altså både goder og tjenester, som vi mennesker bruger (badevand, fiskemuligheder), men også goder og tjenester, som er det vi kalder eksistensværdier. Dette er eksempelvis visheden om at naturen har gode vilkår, uden at vi nødvendigvis har muligheden for at opleve dette selv. Undersøgelsen viser, at befolkningen især bruger vandløb og søer til gåture langs bredden for at opleve naturen, og at de fleste sætter størst pris på forbedringer af vandkvaliteten, hvor de selv bor. Både dem der bruger områderne en gang i mellem, og dem der bruger områderne sjældent eller aldrig, har en større interesse for områdernes vandkvalitet, jo nærmere de bor. Aktive brugere har en betydelig betalingsvilje for forbedringer, selv når de bor langt væk fra området. Vandkvalitetsforbedringer har altså størst betydning for dem, der bor i nærheden af vandområder, de selv bruger til rekreative formål.

Kyst, fjorde og hav

På grund af den lange kystlinie og den danske strandbeskyttelseslov har kysterne stor rekreativ værdi, og danskerne lægger i gennemsnit ca. 40 % af alle naturbesøg ved kysterne. Den rekreative værdi af kysterne er ikke beregnet, men befolkningens betalingsvilje for at opnå god økologisk tilstand i Odense Fjord, Roskilde fjord og Isefjorden er undersøgt af Källström m.fl. (2010). Odense Fjord er generelt i en dårlig tilstand, og i undersøgelsen er det beregnet, hvad befolkningen vil betale for at forbedre vandkvaliteten i fjorden fra en dårlig tilstand til en god tilstand. Roskilde Fjord og Isefjorden er generelt i en moderat tilstand, og her er befolkningens betalingsvilje for at forbedre tilstanden til en god kvalitet undersøgt. I begge tilfælde er opfyldelsen af målsætningen i vandrammedirektivet undersøgt. Vandkvaliteten er blevet målt af hhv. Odense og Roskilde Miljøcentre, og der er anvendt tilsvarende spørgemateriale som for søerne i Odense Fjords opland samt Odense Å. I alle tre fjorde fandt man, at befolkningen er villig til at betale for de målsatte

forbedringer af vandkvaliteten med en betalingsvillighed mellem 400 og 600 kr/år/husholdning. I denne undersøgelse kunne der ikke udledes sammenhæng mellem betydningen af vandforbedringen og afstanden til, hvor folk bor. Selv når folk bor langt væk fra Roskilde Fjord er de altså interesserede i forbedringer af vandkvaliteten.

Atkins m.fl. (2007) finder, at reduktion af eutrofieringsgraden i Randers Fjord har større betydning for dem, der bor tæt på fjorden, end dem, der bor længere væk, og deres viden om vandkvaliteten har også en positiv betydning for deres interesse og betalingsvilje for at forbedre økosystemet.

I en befolkningsundersøgelse udført i alle lande rundt om Østersøen konkluderer forfatterne, at en stor del af befolkningerne er bekymrede for miljøtilstanden i Østersøen. De temaer, der bekymrer befolkningen i alle de ni lande mest, er affald, tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer, algeopblomstringer, mindre og hyppige oliespild samt risikoen for større oliespild med ødelæggelse af flora og fauna til følge (Söderqvist m.fl. 2010). Godt halvdelen af de adspurgte danskere er bekymrede for miljøkvaliteten i Østersøen. Det er dog kun få, som mener, at kvaliteten er så dårlig, at den begrænser deres muligheder for at deltage i aktiviteter i eller i nærheden af havet.

Skov

Skoven er den naturtype i Danmark hvor der har været mest interesse for at finde værdien for samfundet. I en undersøgelse af folks rekreative aktiviteter har man målt værdien af skov som rekreativt område (Termansen m.fl. 2004, 2008). Undersøgelsen viste, at især store skove, der ligger tæt på kysten eller andre åbne naturområder, er meget attraktive. Undersøgelsen tager højde for, hvor skovområderne ligger, da skove tæt på byer vil have højere værdi for friluftslivet, fordi der er flere brugere med let adgang.

En høj andel af løvskov øger typisk skovens rekreative værdi. Det gælder dog ikke alle steder, og skove med høj nåletræsandel er meget populære rekreative udflugtsmål (Termansen m.fl. 2008). En undersøgelse af brugen af de nordsjællandske skove viste, at der var en stor positiv betydning af andelen af gammel skov og diversiteten af træer, mens en høj andel af åbne arealer trak ned i forhold til brugen af en skov. Noget kunne altså tyde på, at nogle af de elementer, der giver stor biodiversitet i skoven, også giver skoven en højere værdi som rekreativt område.

Andre undersøgelser har vist, at adgang til skov er vigtig, når man vælger bolig (Pedersen 2008, Hasler m.fl. 2002), så hvor folk vælger at bo, og hvad de betaler for at bo i nærheden af skov, kan således også bruges til at sætte værdi på skoven som rekreativt område.

Et udsnit af den danske befolkning er blevet spurgt, om en mere skånsom og "naturnær" dyrkning af et skovområde ændrer deres vurdering af skovens værdi. Der indgår både folk, der ofte besøger en skov, og folk der kun sjældent kommer i skoven (Nielsen m.fl. 2007). Undersøgelsen viste, at danskerne især foretrækker områder med blandet skov frem for ren løvskov. Det mindst populære er ren nåleskov. Folk foretrækker også skov med træer af forskellig type og alder frem for ensartet skov. Døde træer opfattes som et positivt element, så længe der kun er tale om få døde træer. Undersøgelsen viser, at forskellige grupper i samfundet har forskelligt syn på hvilket skovdyrkningssystem, man foretrækker. Den viste bl.a. at både køn, indkomst og uddannelse har stor betydning for, hvilken værdi man tillægger en mere naturnær drift.



Cyklist i skov.

Foto: Britta Munter.

Det er ikke altid muligt at relatere de danske økonomiske studier til de naturtyper denne rapport har anvendt. Det er fx blevet vist, at den danske befolkning er villig til at betale for, at naturparker bruger ekstra ressourcer på at bevare mangfoldigheden af dyr og planter (Jacobsen & Thorsen 2010). Desuden er økosystemtjenesten rekreativt fiskeri blevet undersøgt for ferskvandssystemer i de nordiske lande (Toivonen m.fl. 2004). Analysen konkluderer lidt overraskende, at de der ikke fisker rekreativt har en højere betalingsvilje for forbedring af betingelserne for at fiske og fange fisk, end de som fisker.

Generelt har de danske undersøgelser fokuseret på de rekreative værdier af især skove og vådområder. Undersøgelserne har dog også omfattet holdningen til naturforvaltning og beskyttelse af individuelle arter.

Naturbeskyttelse: Oversigt over naturtyperne

Vi har undersøgt, hvordan forskellige arealudpegninger er fordelt mellem de forskellige naturtyper. Man kan ikke på den baggrund drage faste konklusioner om den samlede samfundsmæssige prioritering mellem naturtyper, men oversigten kan give en forståelse af, hvordan naturtyper udpeges i forvaltningen, og hvordan de forskellige naturtyper er beskyttede.

I Tabel 13.1 er vist det samlede areal for otte forskellige naturtyper i Danmark. Samtidig er det angivet, hvor stor del af dette areal der er beskyttet via nogle af de forskellige naturbeskyttelses- og forvaltningsordninger, der findes i dag.

I tabellen er vist det samlede areal for hver naturtype samt den arealandel, som er beliggende inden for de forskellige naturbeskyttende udpegninger. Der kan være overlap mellem udpegninger, og et naturareal kan derfor ligge inden for flere udpegninger.

Habitatområder (Danmarks Arealinfo 2010c) udpeges for at beskytte og bevare bestemte naturtyper og arter af dyr og planter, som er af betydning for EU. Habitatområderne dækker 7,4 % af Danmarks landareal, og ca. 25 % af den danske natur ligger i et habitatområde. Andelen er særlig høj for de lysåbne naturtyper, hvor fx helt op til 95 % af arealet af strandengene er beskyttet, mens kun en lille del af skovene ligger i et habitatområde.

Fuglebeskyttelsesområder (Danmarks Arealinfo 2010d) er med til at opretholde og sikre levestederne for fugle. I Danmark er områderne især vigtige for mange vandfugle. Godt 17 % af naturen ligger inden for fuglebeskyttelsesområder. Andelen er særlig høj for de fugtige og kystnære naturtyper, fx er 92 % af arealet af strandenge beskyttet som fuglebeskyttelsesområde.

Ramsarområder (Danmarks Arealinfo 2010e) er beskyttede vådområder med særlig betydning for fugle. Godt 6 % af naturen ligger inden for Ramsarområder. Andelen er igen særlig høj for strandenge, hvor 72 % af arealet er beskyttet som Ramsarområde.

Tabel 13.1. Forvaltning af naturarealer.

NATURTYPE	AREAL HA	HABITAT OMRÅDE %	EF – FUGLE BESKYTTELSE %	RAMSAR %	FREDEDE %	RESERVATER %	MVJ %
Sø / vandhul	14.713	85	62	12	20	16	1
Eng	9.424	68	45	15	35	9	30
Hede	7.542	86	35	8	57	0	27
Klit	46.642	80	47	15	56	9	9
Mose	16.284	80	57	10	49	7	10
Overdrev	10.023	66	24	12	44	4	31
Strandeng	32.202	95	92	72	40	38	42
Skov	599.425	11	8	2	7	0	1
I alt	736.255	25	17	6	14	3	4

Fredninger (Danmarks Arealinfo 2010f) er arealer eller lokaliteter, som er fredet ved gennemførelse af en fredningssag efter bestemmelserne i naturbeskyttelseslovens kapitel 6, samt i visse tilfælde fredninger af ældre dato gennemført ved fx tinglyst deklaration. Ca. 14 % af naturen ligger inden for fredede områder. Andelen er højest for de lysåbne naturtyper, især klit og hedearealer, hvor over 50 % af arealerne er fredede. Kun 7 % af skovarealet er fredet. Fredning må ikke forveksles med betegnelsen "fredskov", som betyder, at området altid skal bruges til skov. 85 % af skovenes areal er fredsskov. Endvidere har fredning ikke altid biodiversitet som formål.

Naturresevater (Danmarks Arealinfo 2010g) oprettes i henhold til naturbeskyttelsesloven på statsejede arealer og i danske farvande (fiskeriterritoriet). Formålet er blandt andet at beskytte bestande af vilde dyr og planter og deres levesteder. Vildtreservater (Danmarks Arealinfo 2010g) oprettes i henhold til lov om jagt og vildtforvaltning med det formål at beskytte og opbygge bestande af vildtlevende fugle og pattedyr. Tre procent af naturen ligger inden for natur- eller vildtreservater. Andelen er højest for strandenge med 38 %, mens ingen skov- eller hedearealer ligger inden for et reservat.

Miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (MVJ) (Plantedirektoratet 2010) omfatter en række tiltag, som jordbrugere kan få økonomisk støtte til. Det kan bl.a. være pleje af græs- og naturarealer, udtagning af landbrugsjord samt miljøvenlig drift. I opgørelsen er alle arealer taget med, hvor der i perioden mellem 1994 til 2010 er givet tilsagn om støtte. Godt 4 % af naturen er beliggende inden for MVJ-aftaleområder. Andelen er særlig høj for eng, hede, overdrev og strandeng.

Den naturtype, der er bedst beskyttet af de nuværende udpegninger synes at være strandeng, mens skoven som naturtype er relativt dårligt repræsenteret i de naturbeskyttende udpegninger.

Konkluderende bemærkninger

Man kan spørge, om det virkelig er nødvendigt at opgøre biodiversitetens værdi for at bevare den? Der er især to argumenter: Det ene er, at analyser af sammenhængen mellem økosystemets funktioner, tjenester og goder for os mennesker er med til at øge vores grundlæggende viden om de biologiske systemer, hvordan de bliver ændret af menneskers aktivitet, og hvilken betydning det har. En anden grund er, at analyser af naturens værdi øger vidensgrundlaget for naturforvaltningen. Biodiversiteten er fortsat truet, hvis vi fortsætter med at gøre, som vi plejer. Det er derfor vigtigt at have et godt vidensgrundlag, så man kan foretage en bevidst prioritering af, hvor og hvor meget vi skal sætte ind, og hvor vi evt. må lade stå til.

Når man opgør værdier af naturens tjenester og goder ud fra kaskademodellen (Figur 13.2), tager man udgangspunkt i menneskets behov og ønsker. Dermed inddrager man som nævnt ikke argumenter for beskyttelse af biodiversitet, som er uafhængig af menneskets ønsker om naturbevarelse. Ved at bruge de omtalte metoder til værdisætning af både markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder kan beslutningsgrundlaget omfatte både de værdier, som vi relativt let kan beregne (fiskeri, tømmer), og de, som ikke har en pris, og som derfor ofte ikke inddrages i beslutningerne. Det gælder fx værdien som input i produktion af fødevarer, drikkevand og klimabeskyttelse, men også den værdi, befolkningen tillægger det at opleve en mangfoldig natur, eller de etiske begrundelser der kan være for at bevare biodiversiteten.

Metoderne til at opgøre værdien af biodiversitet er under stadig udvikling. Ved brug af forskellige metoder kan man undersøge flere elementer; fx brugsværdier – som det at kunne gå en tur langs vandløb, i skoven eller på heden, eller eksistensværdien ved at vide, at der fx er en biologisk mangfoldighed på heden eller i skovene – uanset om man bruger områderne. De danske undersøgelser viser, at mennesker tillægger beskyttelsen af de forskellige økosystemer både eksistens- og brugsværdi.

Der er meget få data, der kan bruges til at analysere prioriteringer i naturforvaltningen i Danmark. På nationalt plan er det muligt at kortlægge, hvorledes de enkelte naturtyper er repræsenteret i nationale udpegninger, men det har ikke været muligt at opgøre omkostningerne i forbindelse med de enkelte tiltag.

Opgørelse af samfundsøkonomiske værdier af bevarelse af biodiversitet og samfundsøkonomisk prioritering af naturforvaltning er dog ikke en garanti for, at tilbagegangen i biodiversitet vil blive standset. I den eksisterende forvaltning er kun dele af de goder og tjenester, som økosystemer helt eller delvist understøtter, inkluderet i de økonomiske prioriteringer. Der er stærke indikationer på, at en sådan ensidig fokus historisk har haft fatale konsekvenser for biodiversiteten i Danmark og globalt. Der er derfor et stort behov for at udvikle økonomisk teori og metode til i større grad at inkludere samspillet mellem velfærd og biodiversitet i samfundsøkonomiske analyser af naturforvaltningen.

Litteratur

- Atkins, J. P., Burdon, D. & Allen, J. H. 2007. An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements. *Marine Pollution Bulletin* 55: 591-602.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Danmarks Arealinfo 2010c: Kort over habitatområder.
- Danmarks Arealinfo 2010d: Kort over EF-fuglebeskyttelsesområder.
- Danmarks Arealinfo 2010e: Kort over Ramsarområder.
- Danmarks Arealinfo 2010f: Kort over fredninger.
- Danmarks Arealinfo 2010g: Kort over natur- og vildtreservater.
- Haines-Young, R. H. & Potschin, M. P. 2009. The links between biodiversity, ecosystem services and human wellbeing. In: Raffaelli, D. & Frid, C. (eds.). *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. 180 pp. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge.
- Hanley, N., Wright, R. E., Adamowicz, W. L. 1998. Using choice experiments to value the environment. *Environmental and Resource Economics* 11: 413-428.
- Hasler, B., Brodersen, S.L., Christensen, L.P., Christensen, T., Dubgaard, A., Hansen, H. E., Kataria, M., Martinsen, L., Nissen, C.J. & Wulff, A.F. 2010: Assessing Economic benefits of good ecological status under the EU water Framework Directive, testing practical guidelines in Odense River Basin. Case Study report Odense Denmark, AQUAMONEY, www.aquamoney.org.
- Hasler, B., Damgaard, C. K., Erichsen, E. H., Jørgensen, J. J., Kristoffersen, H. E. 2002. De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning, Akf-forlaget.
- Jacobsen, J. B., Thorsen, B. J. 2010. Preferences for site and environmental functions when selecting forthcoming national parks. *Ecological Economics* 69:1532-1544
- Jacobsen, J. B., Boisen, J. H., Thorsen, B. J. & Strange, N. 2008. What's in a name? The use of quantitative measures versus iconised species when valuating biodiversity. *Environmental and resource economics* 39: 247-273.
- Jakobsson, K. M. & Dragun, A. K. 2001. The worth of a possum: valuing species with the contingent valuation method, *Environmental and Resource Economics* 19: 211-227.

- Källström, M., Hasler, B., Olsen, S. & Jørgensen, S. L. 2010. Testing different approaches to Benefit Transfers between two sites in the same country, valuing the improvement of water quality. Working paper from NERI, department for Policy Analysis.
- Loomis, J. B. & White, D. S. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 183, 197–206
- Lundhede, T., Hasler, B., Bille, T. 2005. Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland, Skov- og Naturstyrelsen.
- MEA 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- Miljøstyrelsen 2005. Samfundsøkonomisk analyse af naturgenopretnings- og kultursikringsprojekt af den østre del af Åmosen. Miljøprojekt Nr. 1043 2005
- Nielsen, A. B., Olsen, S.B. & Lundhede, T. 2007. An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and urban planning* 80: 63-71.
- Pedersen, K. B. 2008. Measurement and benefit transfer of amenity values from afforestation projects – A spatial economic valuation approach using GIS technology. PhD thesis. National Environmental Research Institute, University of Aarhus.
- Plantedirektoratet 2010: Kort over MVJ-tilsagn.
- Raffaelli, D., Termansen, M., Abson, D., Austen, M., Smart, M. S., Hatton, M. & Fraser, E. 2009. Valuation of Biodiversity – A NERC scoping study. NERC.
- Söderqvist, T., Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Källström, M., Khaleeva, J., Martinsen, L., Meyerhoff, J., Nömmann, T., Oskolokaite, I., Rastrigina, O., Semenienė, D., Soutukorvan, Å., Tuhkanen, H., Vanags, A. & Volchkova, N. 2010. BalticSurvey – a study in the Baltic Sea countries of public attitudes and use of the sea, Summary of main results. Report 6382. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- TEEB. 2008. The economics of ecosystems and biodiversity: an interim report. The Economics of Ecosystems and Biodiversity, Wesseling, Germany.
- Termansen, M., McClean, C. J. & Skov-Petersen, H. 2004. Recreational site choice modelling using high-resolution spatial data. *Environment and Planning A*, 36: 1085-1099.
- Termansen, M., Zandersen, M. & McClean, C. J. 2008. Spatial substitution patterns in forest recreation, *Regional Science and Urban Economics* 38: 81-97.
- Toivonen, A. L., Roth, E., Navrud, S., Gudbergsson, G., Appelblad, H., Bengtsson, B. & Tuunainen, P. 2004. The Economic Value of Recreational Fisheries in Nordic Countries. *Fisheries Management and Ecology* 11:1-14.
- UKNEA 2010. UK National Ecosystem Assessment, <http://uknea.unep-wcmc.org/>.

KAPITEL 14 KONKLUSION

Rasmus Ejrnæs,
Peter Wiberg-Larsen,
Thomas Eske Holm,
Alf B. Josefson,
Beate Strandberg,
Bettina Nygaard,
Liselotte Wesley Andersen,
Anne Winding,
Mette Termansen &
Anja Skjoldborg Hansen

Vi har i denne rapport evalueret målsætningen om at standse tabet af biodiversitet i år 2010. Evalueringen har fundet sted ved at udvælge et antal arter, levesteder og processer for hvert af Danmarks ni økosystemer og vurdere udviklingen for hvert af de udvalgte elementer. Udviklingen er vurderet som enten tilbagegang, fremgang, stabil eller ukendt. I princippet gælder vurderingen udviklingen ved udgangen af 2010, men i praksis kræver en sikker vurdering af udviklingen ofte, at man inddrager viden og data fra de sidste 5-10, eller til nød 20 år. Udviklingen er i videst muligt omfang vurderet ved brug af data, alternativt er der anvendt ekspertvurderinger. Undersøgelsen bygger på vores eksisterende viden om den danske biodiversitet, eftersom det ikke har været muligt inden for projektets rammer at indsamle eller analysere nye data.

Vi har undersøgt udviklingen i skov, kyst, hede/græsland, eng/mose, søer, vandløb, hav, agerland og urbane landskaber. Delkonklusionerne fra de ni økosystemer viser, at der sker et fortsat tab af biodiversitet i alle økosystemer, selvom der er forskel på, hvor galt det står til. Den samlede konklusion af vores undersøgelse er derfor, at tabet af biodiversitet ikke er standset i 2010.

Undersøgelsens gyldighed

Biodiversiteten er næsten grænseløs. Der er mere end 30.000 arter i Danmark, og hver art har sin særlige udbredelse, specielle levevis og foretrukne kombination af levevilkår. Enhver vurdering af biodiversitetens udvikling må derfor basere sig på et udsnit af den samlede diversitet. Det er derfor afgørende, at det valgte udsnit er repræsentativt og dækkende.

Løvfrø i vandhul på Knudshoved.

Foto: Lars Iversen.



ARTSGRUPPE	SKOV	KYST	GRÆS- LAND/ HEDE	MOSE/ ENG	SØER	VANDLØB	HAVET	AGER- LAND	URBAN	TOTAL
Pattedyr	X	X				X	X	X		5
Fugle	X	X			X		X	X	X	6
Fisk					X	X	X			3
Padder og krybdyr		X			X				X	3
Hvirvelløse dyr	X	X	X	X	X	X	X	X	X	9
Planter		X	X	X	X	X		X	X	7
Alger							X			1
Mosser				X						1
Laver	X	X	X							3
Svampe	X		X							2

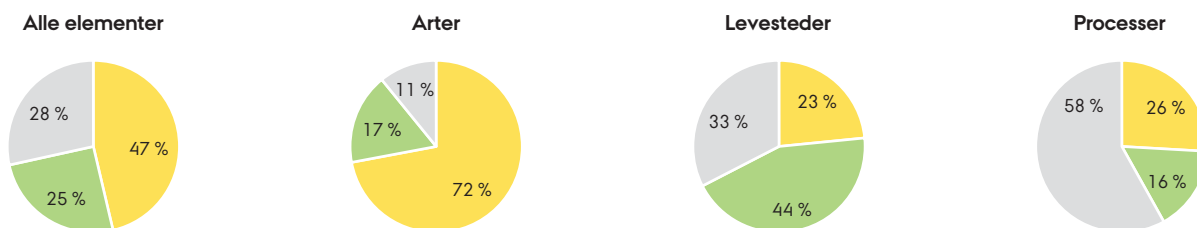
For det første må økosystemerne være dækkende for Danmark. Det er bestemt tilfældet her, eftersom der ikke findes den plet i Danmark, som ikke hører til i et af de ni økosystemer. For hvert økosystem har vi valgt at vurdere udviklingen for 10 til 21 elementer af biodiversitet, færrest for det urbane landskab (byer og lign.) og flest for skovene (Tabel 14.2). Vi har tilsammen undersøgt 139 elementer fordelt på 65 arter og artsgrupper, 43 levesteder og 31 processer. De vurderede arter og artsgrupper dækker de vigtigste flercellede organismer i Danmark (Tabel 14.1). Der er lavet flest vurderinger af hvirvelløse dyr, især insekter, som også er den gruppe, hvor der findes flest arter i Danmark. Dernæst kommer fugle, planter og pattedyr. I alt har vi vurderet udviklingen af mere end 600 arter fordelt på de ni økosystemer og 65 elementer af artsdiversitet.

Elementernes gyldighed kan ikke vurderes et for et, men skal ses i sammenhæng for det enkelte økosystem. Det er vigtigt, at alle levevilkår og væsentlige artsgrupper i et økosystem er repræsenteret ved et eller flere af de udvalgte elementer. Her må vi dog være realistiske, eftersom dele af biodiversiteten er så dårligt kendt, at vi ikke med sikkerhed kan vide, om det er tilfældet. Blandt de ufuldstændigt kendte dele af biodiversiteten finder vi havbundens dyreliv, jordbundsfaunaen, svampe, som lever i vævet af levende planter (*endofytter*), og hele den mikrobielle diversitet.

Tabel 14.1. Vurderede artsgrupper i de forskellige økosystemer.

Tabel 14.2. Oversigt over vurderingen af udviklingen for alle 139 vurderede elementer. Elementerne er fordelt på arter (eller artsgrupper), levesteder og processer og på de ni vurderede økosystemer. Gul svarer til en tilbagegang for biodiversiteten, grøn til stabilitet eller fremgang og grå til ukendt udvikling.

ØKOSYSTEM	ARTER			LEVESTEDER			PROCESSER			TOTAL
Skov	5		2		5	3		1	5	21
Kyst	7	1	1	2	2		2		2	17
Græsland/hede	6		1	4	1	2	2		1	17
Mose/eng	5		1	2	1		1		3	13
Søer	5	3	2		2	1		1	1	15
Vandløb	4	5			2	2		1	2	16
Havet	5	2			3	1	2	2		15
Agerland	6			1	3	1	1		3	15
Urban	4			1		4			1	10
Samlet	47	11	7	10	19	14	8	5	18	139
Samlet i %	72	17	11	23	44	33	26	16	58	



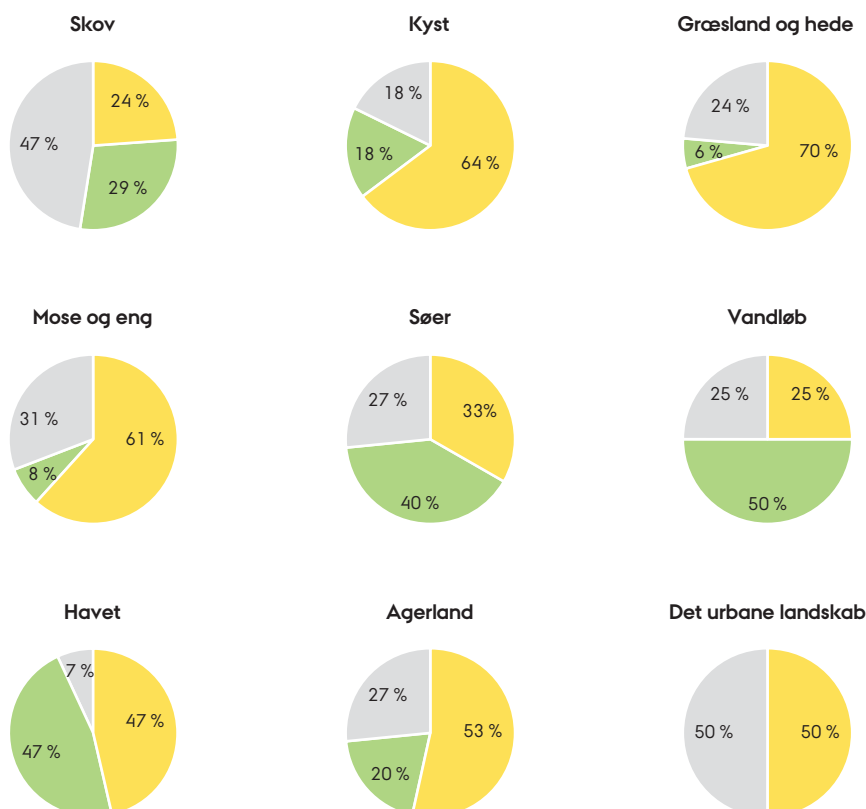
Figur 14.1. Andelen af elementer i tilbagegang (gul), fremgang eller stabile (grøn) og ukendt udvikling (grå) fordelt på arter, levesteder, processer og samlet for alle grupper.

Det samlede billede

Ud af samtlige 139 vurderede elementer er 47 % i tilbagegang, 25 % er stabile eller i fremgang og 28 % er ukendte (Figur 14.1, Tabel 14.2). Der er dog stor forskel på udviklingen i arter, levesteder og processer. Arterne er overvejende i tilbagegang (72 %), og kun for 17 % af de vurderede artsgrupper vurderes udviklingen at være stabil eller i fremgang. Levestederne ser væsentligt bedre ud, med kun 23 % i tilbagegang, 44 % stabile eller i fremgang og 33 % ukendte. Processernes udvikling er ukendt i 58 % af tilfældene, mens 26 % er i tilbagegang og 16 % stabile eller i fremgang.

Der kan være to grunde til, at det står værst til for arterne. Det kan skyldes valg af metode, eller at mange arter er længe om at reagere på ændringer i deres levesteder. Hvad metoden angår, har vi vurderet mange artsgrupper, fx svirrefluer eller havfugle, ved at foretage en vurdering for hver enkelt art i gruppen. Når man bruger den metode, vil den samlede vurdering blive negativ, hvis bare en af de vurderede arter er i tilbagegang. Selvom vi har tilstræbt kun at vurdere udviklingen negativt, hvis der var stærke tegn på en negativ, menneskeskabt udvikling, er det naturligvis vanskeligere at opnå fremgang eller stabil

Figur 14.2. Andelen af alle vurderede elementer i tilbagegang (gul), fremgang/stabil (grøn) og ukendt udvikling (grå) for de ni økosystemer.



udvikling for 20 arter end for en enkelt art eller et enkelt levested. Metoden udelukker dog ikke, at udviklingen for en gruppe af arter kan blive vurderet som stabil eller i fremgang. Det gælder fx for sæler og makroalger (tang) i havet, døgnfluer og slørvinger i vandløb, ørred i vandløb og vandaks i søer. Den anden mulige årsag er, at arter ofte reagerer med stor forsinkelse på ødelæggelse af deres levesteder. Når levesteder ødelægges, vil arten blive opdelt i små isolerede bestande. Dermed stiger risikoen for, at en bestand forsvinder fra et levested i et ugunstigt år, ligesom chancen for at arten genindvandrer falder. Arter kan altså fortsætte med at uddø, længe efter ødelæggelsen af levestederne er ophørt, og vi kan derfor ikke forvente, at det vil være tilstrækkeligt at standse tilbagegangen i levestederne.

Hvor går det skidt?

Vi har fundet en stadig tilbagegang for biodiversiteten i alle ni undersøgte økosystemer. Værst ser det ud for kyst, græsland/hede, mose/eng, agerland og by (Figur 14.2). Græsland, hede, mose og eng hører til blandt de økosystemer, som har været udsat for den største tilbagegang i areal og kvalitet gennem de sidste 200 år. De var tidligere en del af det gammeldags landbrug, hvor store strækninger lå hen som hede, mose, eller overdrev for landsbyfællesskabets køer, grise, får og heste. Efterhånden er moser og enge blevet drænet, og sammen med heder og græsland er de pløjet op eller plantet til med nåletræer. Gennem de sidste årtier er græsningen ophørt mange steder, fordi det ikke længere er økonomisk rentabelt at lade husdyrene græsse i den næringsfattige natur.

Økosystemerne er i dag beskyttet af naturbeskyttelsesloven, men beskyttelsen gælder ikke tilgroning, når græsningen ophører, og der sker stadig tab af arealer på grund af opdyrkning eller byudvikling og tilplantning. Kvaliteten af de levesteder, der bliver tilbage, falder også som følge af en vedvarende belastning med næringsstoffer fra det intensive landbrug. Næringsstofferne kommer enten via udvaskning fra dyrkede marker til skrænter og vådområder eller ved afsætning af kvælstof, som udledes til atmosfæren fra store husdyrbrug og afbrænding af fossile brændstoffer. Det er mange af de samme processer, som truer kysternes natur, men ved kysterne betyder den direkte påvirkning fra landbruget mindre. Til gengæld er tilgroningen af de åbne kyststrækninger et relativt større problem. Det skyldes, at de græssende dyr næsten er forsvundet helt fra kysterne, hvor arealanvendelse er ændret fra landbrug til rekreation.

I agerlandet og byen er de mest værdifulde levesteder også marginale i forhold til arealernes normale anvendelse. På steder, hvor man bygger og pløjer, levnes der ikke megen plads til natur, men ude i hjørnerne findes der stadigvæk enkelte fristeder for dyr og planter. Fristederne findes i småbiotoper som hegn, diger, vejkanter, bevoksninger og rude-rater såsom efterladte råstofgrave og baneterræner. Denne type levesteder ødelægges ikke direkte af produktion eller bymæssig bebyggelse, men naturen får alligevel sjældent fred til at udvikle sig. Småbiotoper bliver nedlagt i takt med lodsejerens behov for at sammenlægge små marker til større marker. Råstofgrave og efterladte industriområder, havneterræner og baneterræner bliver inddraget til byudvikling og rekreative formål, hvor natur og biodiversitet sjældent er et af formålene.

De arter, som er i stadig tilbagegang i de forskellige økosystemer, har en række fælles træk. Generelt står det skidt til for arter, som kræver næringsfattige og åbne levesteder med en mangfoldig plantevækst. Det gælder især for mange arter af planter, laver, sommerfugle, biller, edderkopper, vilde bier og vokshatte. Med til denne gruppe kan vi også regne insekter, som lever i gødningen fra de store græssende dyr. Vi finder også tilbage-

gang for arter, som lever i varme og forstyrrede levesteder med en sparsom plantevækst. Det gælder fx mange insektarter, men også arter af fugle, padder og krybdyr. Der er fortsat tilbagegang for arter, som kræver gamle træer og dødt ved, eksempelvis biller og laver. Endelig er der tilbagegang for mange af havbundens hvirvelløse dyr, uden at man ved hvorfor.

Hvor er der fremgang at spore?

Set i lyset af den store historiske tilbagegang for arter og levesteder er der egentlig ingen økosystemer, som har en god tilstand og udvikling. Men hvis man, som vi har gjort, alene ser på udviklingen lige nu, finder vi mange elementer med stabil udvikling eller fremgang, eksempelvis i søer, vandløb og skove. For søer og vandløb ser det ud til, at mange års indsats for at begrænse forureningen af vandmiljøet med biologisk spildevand og næringsstoffer er begyndt at virke. Flere dyrearter som kræver rent, ilttrigt vand er nu i fremgang i danske vandløb, eksempelvis døgnfluer, slørvinger og ørred. Der er dog stadigvæk ferskvandsarter, som er i tilbagegang. Mange sårbare vandplanter, herunder arter af vandaks, har haft stor historisk tilbagegang og går stadig tilbage som følge af den hårde oprensning og grødeskæring i vandløbene. Padderne er i fortsat tilbagegang i de små søer, og selvom nogle arter af fugle og guldsmede er i fremgang i søer og damme, er der stadigvæk arter, som går tilbage.

I skovene går det generelt tilbage for arterne, mens det går fremad for levestederne. Det skyldes, at skovene befinder sig på et historisk lavpunkt, hvad angår mængden af dødt ved, gamle løvtræer, skovlysninger og vådområder. Den øgede indsats for at fremme natur og biodiversitet i statsskovene har ført til, at flere af de truede levesteder nu går frem eller stabiliserer sig. At de truede arter af biller, sommerfugle, svampe og laver stadig går tilbage kan skyldes, at indsatsen endnu ikke opvejer fortidens tab af levesteder, eller at indsatsen ikke sker der, hvor arterne stadig er. En medvirkende årsag kan også være, at det tager lang tid at genskabe naturskov med gamle træer, dødt ved og naturlige vådområder.

Vidensgrundlaget

Ud af det samlede antal vurderinger af biodiversitetens udvikling er kun 30 % baseret på data. Resten, det vil sige syv ud af ti, er foretaget som ekspertvurderinger. Hvis vi ser på, hvordan vurderingerne er faldet ud, er det dog kun 28 % som ender i kategorien ukendt. Dette tal skjuler dog, at der er mange af artsgrupperne, hvor vi kun kan vurdere en delmængde af arterne med sikkerhed. Eksempelvis er udviklingen ukendt for 52 ud af 69 vurderede ridderhatte, pigsvampe og slørhatte i skov, for 12 ud af 20 arter af torbister i græsland og for 9 ud af 13 arter af svirrefluer i eng og mose.

For nogle elementer vil det nationale overvågningsprogram efterhånden levere data, som kan bruges til at vurdere udviklingen. Det gælder især for udviklingen af planter og levesteder, men også i et vist omfang for processer. Det vil også være muligt at indsamle data mere systematisk fra forskellige typer af registreringer, som finder sted i dag, men typisk med andre formål. Det gælder fx den nationale skovovervågning, landbrugets statistikker for arealanvendelse, pesticidanvendelse og støtteordninger til eksempelvis græsning, skovdistrikternes registrering af skovbrande og stormfald samt registreringer af tiltag til naturpleje og naturgenopretning. Udfordringen bliver at samle data på ét sted for at skabe det nødvendige overblik over udviklingen.

For en række elementer skyldes videnshullet ganske enkelt, at der ikke indsamles systematiske data i dag. Det gælder for mange af de undersøgte artsgrupper. Hvad angår danske arter, har de eksisterende overvågningsprogrammer kun ringe bredde. Man kan aldrig overvåge alle arter, men hvis man vil nå målet om at standse tabet af biodiversitet, må man kende tilstanden og udviklingen for en bredere gruppe af arter. Hvis vi kun baserer vores konklusioner på fx fugle og planter, kan man overse udviklingen af muslinger i vandløbet, smådyr i jordbunden, svampe og biller i gødning og hule træer eller sommerfugle i skovens lysninger.

Der mangler især viden, hvor det er vanskeligt eller dyrt at indsamle data. Nogle økosystemer og levesteder er vanskelige at få adgang til og overblik over. Det gælder jordbunden og dens mylder af svampe, dyr og bakterier, og det gælder havets liv, både i vandmasserne og på havbunden. Her er det vanskeligt at skabe sig overblik over mangfoldigheden, fordi man til enhver tid kun kan studere et lillebitte udsnit af virkeligheden. Her mangler der især effektive metoder til at skaffe ny viden og skabe overblik, måske endda nye metoder, som er forskellige fra dem som anvendes i andre økosystemer. Det samme gælder for den genetiske diversitet, hvor den hastige udvikling af nye metoder giver gode muligheder for at få bedre viden i fremtiden.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Administration Afdeling for Arktisk Miljø Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Systemanalyse
---	--

Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Afdeling for Ferskvandsøkologi Afdeling for Terrestrisk Økologi
--	--

Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
---	--

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2010

- 812 Environmental monitoring at the cryolite mine in Ivittuut, South Greenland, in 2010.
By Johansen, P., Asmund, G., Rigét, F. & Schledermann, H. 34 pp.
- 811 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2010.
By Glahder, C.M., Søndergaard, J., Asmund, G. & Rigét, F. 32 pp.
- 809 Review, improvement and harmonisation of the Nordic particulate matter air emission inventories.
By Nielsen, O.-K., Illerup, J.B., Kindbom, K., Saarinen, K., Aasestad, K., Hallsdottir, B., Winther, M., Sjödin, Å., Makela, K. & Mikkola-Pusa, J. 77 pp.
- 807 Evaluation of local contamination sources from the former mining operation in Maarmorilik.
By Johansen, P., Asmund, G., Schiedek, D. & Schledermann, H. 44 pp.
- 799 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2009.
By Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S.S. 61 pp.
- 798 Økologisk risikovurdering af genmodificerede planter i 2009. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringsager.
Af Kjellsson, G., Damgaard, C., Strandberg, M., Sørensen, J.G. & Krogh, P.H. 46 s.
- 797 Samfundsøkonomisk well-to-wheel-analyse af biobrændstoffer.
Scenarieregninger for rapsdiesel (RME) og 1.- og 2.-generations bioethanol.
Af Slentø, E., Møller, F., Winther, M. & Mikkelsen, M.H. 130 s.
- 796 Samfundsøkonomisk well-to-wheel-analyse af biobrændstoffer.
Analysemetoden eksemplificeret ved produktionen og brugen af rapsdiesel (RME).
Af Møller, F. & Slentø, E. 75 s.
- 795 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until 2008.
By Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M. & Hjelgaard, K. 236 pp.
- 794 Kviksløvsforbindelser, HCB og HCCPD i det danske vandmiljø. NOVANA screeningsundersøgelse.
Af Strand, J., Vorkamp, K., Larsen, M.M., Reichenberg, F., Lassen, P., Elmeros, M. & Dietz, R. 36 s.
- 793 Projection of Greenhouse Gas Emissions 2009 to 2030.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Plejdrup, M., Hoffmann, L., Thomsen, M., Hjelgaard, K. & Fauser, P. 143 pp.
- 792 Naturtilstand på terrestriske naturarealer – besigtigelser af § 3-arealer. 2. udgave.
Af Fredshavn, J.R., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 72 s.
- 791 Control of Pesticides 2009. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 21 pp.
- 790 Sammenligning af overvågningsprogrammer i Danmark, Slesvig-Holsten, Holland og Irland.
Af Nordemann Jensen, P., Holm, T.E., Kemp, K., Ellermann, T. & Stockmarr, J. 90 s.
- 789 Forekomst og regulering af fritlevende mink i Danmark i jagtsæsonen 2007/08.
Af Asferg, T. 28 s.
- 788 Forekomst af antikoagulerende rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr.
En basisundersøgelse.
Af Christensen, T.K., Elmeros, M. & Lassen, P. 84 s.
- 787 Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde.
Af Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 54 s.
- 786 Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energinet.dk Environmental project no. 07/1882.
Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production.
By Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 113 pp.
- 785 Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters.
2nd edition.
By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 42 pp.
- 784 Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K. & Baunbæk, L. 1178 pp.
- 783 Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner.
Af Andersen, M.S. 33 s.

[Tom side]

DANMARKS BIODIVERSITET 2010

Status, udvikling og trusler

Vi undersøger i denne rapport, om Danmark har nået EU's mål om at standse tabet af biodiversitet ved udgangen af 2010. Undersøgelsen gennemføres for skov, kyst, græsland/hede, mose/eng, søer, vandløb, hav, agerland og det urbane landskab. For hvert af disse ni økosystemer er udvalgt mellem 10 og 20 elementer, som tilsammen repræsenterer de truede arter, levesteder og processer i økosystemet. I alt vurderes udviklingen af 139 elementer af biodiversitet, hvoraf 47 % er i tilbagegang, 25 % er stabile eller i fremgang og 28 % har ukendt udvikling. For hvert økosystem fremlægges baggrunden for udviklingen i form af en status for biodiversiteten og en gennemgang af truslerne. Genetisk og mikrobiologisk diversitet er vigtige for den samlede biodiversitet, men det er endnu ikke muligt at vurdere udviklingen. Biodiversitet har stor værdi for samfundet, men en gennemgang af de eksisterende studier viser, at værdien afhænger af hvordan man spørger. Rapporten viser, at der er behov for målrettet handling og bedre viden, hvis tabet af biodiversitet skal standses.

ISBN: 978-87-7073-218-5
ISSN: 1600-0048

