Diskussionsoplæg

Klausuleret
indtil tirsdag den 28. februar 2012 kl. 12:00

Møde i Det Miljøøkonomiske Råd
tirsdag den 28. februar 2012

KLAUSULERET

Dansk miljøpolitik 2000-2010

Biodiversitet

Ægte opsparing

De Økonomiske Råd

De Økonomiske Råd
Sekretariatet
Amaliegade 44
1256 København K

Tlf.: 33 44 58 00
Fax: 33 32 90 29
E-post: dors@dors.dk
Hjemmeside: www.dors.dk

Signaturforklaring:
- Oplysning kan ikke foreligge/foreligger ikke.

Som følge af afrundinger kan summen af tallene i tabellerne afvige fra totalen.

INDHOLD

	Resume	**1**
Kapitel I	**Dansk miljøpolitik 2000 - 2010**	**21**
	I.1 Indledning	21
	I.2 Målfastsættelse for miljøet i et økonomisk perspektiv	23
	I.3 Miljømål i Danmark: Principper og praksis	35
	I.4 Arbejdsdelingen i miljøindsatsen	52
	I.5 Målopfyldelse – luft og klima	60
	I.6 Målopfyldelse – natur og biodiversitet	74
	I.7 Målopfyldelse – vandmiljø	84
	I.8 Målopfyldelse – kemikalier, affald og støj	99
	I.9 Dansk miljøpolitik i et internationalt perspektiv	106
	I.10 De kommende års miljøpolitik	113
	I.11 Sammenfatning og anbefalinger	127
	Litteratur	135
Kapitel II	**Biodiversitet**	**141**
	II.1 Indledning	141
	II.2 Trusler mod biodiversiteten og principper for en indsats	144
	II.3 Naturpolitik gennem 200 år	154
	II.4 Den nuværende indsats	164
	II.5 Markedsfejl, regulering og virkemidler	179
	II.6 Opgørelser af værdien af biodiversitet	201
	II.7 En indsats til beskyttelse af biodiversiteten i Danmark	226
	II.8 Perspektivering til den nuværende fremtidige indsats	260
	II.9 Sammenfatning og anbefalinger	268
	Litteratur	276
Kapitel III	**Ægte opsparing**	**287**
	III.1 Indledning	287
	III.2 Overordnede principper	290
	III.3 Miljøgoder	303
	III.4 Naturressourcer	320
	III.5 Menneskeskabte formuegoder	351
	III.6 Sammenfatning og anbefaling	378
	Litteratur	391

RESUME

Årets rapport til Det Miljøøkonomiske Råd indledes med et tilbageblik på de sidste 10 års miljøpolitik. Derefter følger et kapitel, hvor den nødvendige omkostningseffektive indsats til at standse tilbagegangen i biodiversitet i Danmark analyseres. Sidst præsenteres en opgørelse af udviklingen i Danmarks nationalformue, hvor forbruget af naturressourcer inddrages, således at der fås et mål for den ægte opsparing.

Dansk miljøpolitik 2000-2010

Kapitlets formål: Et overblik

International regulering spiller en stigende rolle for dansk miljøpolitik, og i perioden 2000-10 er det især EU's sjette miljøhandlingsprogram, der har sat dagsordenen for den danske indsats på miljøområdet. Selvom rammerne for mange mål er fastsat i internationalt regi, er beslutningen om valg af virkemidler til opfyldelse af målene oftest et nationalt anliggende. I kapitlet beskrives de gældende mål, planer og strategier på miljøområdet i Danmark igennem det seneste årti, og udviklingen i målopfyldelsen bedømmes. Endvidere diskuteres principper for fastsættelsen af gode mål, som eksemplificeres ud fra eksisterende mål i dansk miljøpolitik. Endelig forholder kapitlet sig til de kommende års miljøpolitik i lyset af regeringsskiftet i september 2011.

Miljømål og målopfyldelse

Udviklingen har været positiv, men ikke alle mål er nået

Der har på flere miljøområder været en positiv udvikling i perioden 2000-10. Der er eksempelvis sket reduktioner i luftforureningen, hvor mange mål med tidsfrist i 2010 er overholdt. Der er dog fortsat problemer med at nå målene for især kvælstofoxider (NO_X) og tjærestoffer (PAH). For drivhusgasudledningen har målet i det seneste årti været defineret i Kyoto-protokollen. Målet for 2008-12 vil ikke blive nået gennem indenlandske reduktioner, men som følge af muligheden for at købe kreditter i udlandet.

Kapitlet er færdigredigeret den 6. februar 2012.

Natur og vandmiljø er fortsat under pres

For natur og vandmiljø har målopfyldelsen været mere mangelfuld. Målet om at standse tilbagegangen i biodiversitet senest i 2010 blev ikke nået, og målet er blevet udskudt til 2020. Målene i Vandmiljøplan III er heller ikke nået, og der er fortsat et godt stykke vej til vandrammedirektivets mål om god økologisk og kemisk tilstand, som skal nås i 2015. Endvidere er der fortsat problemer med overfiskeri af visse bestande i såvel danske som andre EU-farvande. For pesticidanvendelsen i landbruget er målet for behandlingshyppighed langt fra nået, og indvindingen af grundvand til drikkevand er ikke bæredygtig i visse regioner. Målopfyldelsen for kemikalier, affald og støj er vanskelig at vurdere.

Danmark klarer sig godt, men er ikke foregangsland

I det internationale indeks for miljøindsats, Environmental Performance Index, ligger Danmarks miljøindsats inden for de bedste 20 pct. blandt godt 160 lande. I forhold til sammenlignelige lande inden for EU er Danmark dog ikke et foregangsland på miljøområdet i følge til dette indeks.

Principper for gode mål

Økonomiske principper for miljøregulering

Miljøpolitikken tager udgangspunkt i fastsættelsen af overordnede mål, der beskriver den ønskede tilstand for miljø og natur. De overordnede mål udmøntes herefter i konkrete styringsmål. Der kan opstilles en række konkrete økonomiske principper for, hvordan styringsmål på miljøområdet bør fastlægges på en samfundsøkonomisk hensigtsmæssig måde under hensyntagen til både tilgængelig information om miljøet og potentielle gevinster og omkostninger ved indsatsen. Det er således væsentligt, at målene:

- er målrettede den markedsfejl, som skal korrigeres
- er rimelige i forhold til miljøskaden og omkostninger ved at reducere påvirkningen
- tager højde for samspil med andre mål og miljøpåvirkninger
- håndterer usikkerhed på en hensigtsmæssig måde
- er konkrete, målbare og har en klar tidshorisont
- modsvarer miljøproblemets geografiske udstrækning
- giver størst mulig fleksibilitet i valget af virkemidler

Ikke alle mål opfylder principperne

Ikke alle nuværende miljømål lever op til disse principper. Der er derfor grund til at genoverveje nogle af de nationale mål, herunder eksempelvis målene om fordobling af skovarealet, øget økologisk landbrugsareal, reduktion af bruttoenergiforbruget samt behandlingshyppigheden for pesticider. Heller ikke målsætningen fra det nylige udspil "Vores Energi" om en isoleret dansk udbygning med vedvarende energi (VE) i energisektoren lever op til de nævnte kriterier for gode mål. Flere af de gældende danske mål kan således blive mere målrettede, og en øget brug af samfundsøkonomiske analyser vil forbedre beslutningsgrundlaget, når målene skal sættes og opnås billigst muligt. På det internationale plan er EU's kvotesystem meget velegnet til at håndtere målet om at reducere CO_2-udledningen. Opdelingen i en kvote- og en ikke-kvote sektor er imidlertid en udfordring, der gør den samlede regulering mindre omkostningseffektiv.

Forsigtighedsprincip bør anvendes ved risiko for uigenkaldelige skader

Er der usikkerhed om, hvad der skal til for at opnå en given miljøtilstand, kan det være meningsfuldt at igangsætte indsatsen alligevel og løbende revurdere virkningerne, efterhånden som der indsamles mere viden. Hvis der endvidere er risiko for, at miljøtilstanden vil forværres uigenkaldeligt, eller at genopretning på et senere tidspunkt vil være mere omkostningsfyldt end at gøre indsatsen tidligt, er der god grund til at anvende et forsigtighedsprincip. Forsigtighedsprincippet anvendes også generelt i dansk miljøpolitik, men i forbindelse med vandplanerne til opfyldelse af vandrammedirektivet er princippet vendt på hovedet. Her har usikkerhed om indsatsbehovet ført til, at reduktionskravene til kvælstofudledning er reduceret. Det er ikke hensigtsmæssigt, da der er tegn på, at det kan være vanskeligt og tage lang tid at genoprette vandmiljøets kvalitet.

Troværdige mål vigtige for teknologiudvikling

Af hensyn til troværdigheden af de fastsatte mål er det vigtigt, at delmålene opererer med faste tidsfrister, og at der angives konkrete virkemidler til at nå målene. Fraværet af tidsfrister og konkrete virkemidler giver usikkerhed om, hvorvidt den politiske vilje til at sikre målopfyldelse er til stede og svækker tilskyndelsen hos virksomhederne til at udvikle og anvende relevant miljøteknologi.

De kommende års miljøpolitik

Regeringskifte og nye tiltag på miljøområdet

I efteråret 2011 var der regeringsskifte, og S-R-SF-regeringen har fremlagt et regeringsgrundlag med fokus på grøn omstilling af økonomien. I forlængelse heraf fremlagde regeringen et udspil, der skal danne grundlag for en ny energiaftale for perioden 2012-20. Endelig har EU-Kommissionen fremlagt et forslag om en reform af EU's landbrugspolitik, som skal forhandles på plads i løbet af 2012.

Grønne afgifter som virkemiddel i miljøpolitikken …

I Danmark anvendes mange økonomiske virkemidler i miljøpolitikken både i form af skatter og subsidier. Miljøskatterne og de grønne afgifter afspejler dog typisk ikke alene den negative afledte effekt på miljøet. Flere af dem er sandsynligvis også begrundet i ønsket om at skaffe provenu.

… bør ikke anvendes til provenu

Høje afgifter har – uanset formål – en negativ påvirkning af arbejdsudbuddet. Dette skyldes, at højere afgifter reducerer købekraften ved en given lønindkomst på samme måde, som højere skat på arbejdsindkomst reducerer gevinsten ved at gå på arbejde. Som udgangspunkt bør provenubegrundede skatter pålægges den bredest mulige skattebase, mens skatter rettet mod markedsfejl, der medfører forurening, så vidt muligt bør afspejle den samfundsøkonomiske omkostning ved forureningen. Når en skat skal korrigere en markedsfejl, bør den endvidere pålægges alle forurenere på tværs af sektorer.

Svært at gætte morgendagens vindere

Det er vanskeligt på forhånd at pege på, hvilke teknologier som vil føre til vækst og øget konkurrenceevne i fremtiden. Det synes ikke begrundet, at offentlige myndigheder skulle være bedst egnet til udvælge de teknologier, som har størst potentiale. Dette skyldes, at de virksomheder, som anvender teknologien eller lever af at udvikle den, må forventes at have mest viden om potentialet for de enkelte teknologier. De må dermed bedst kunne vurdere, hvilke teknologier der bør satses på.

Dårlig idé med ekstraordinære forskningsmidler til energiforskning

De seneste år har der været en tendens til øremærkning af forskningsmidlerne, som særligt tilgodeser energiforskning og markedsmodning af energiteknologier. Denne tendens fortsætter i regeringsgrundlaget fra oktober 2011 og i rege-

ringens energiudspil "Vores Energi". Analyser peger imidlertid på, at energiforskning ikke har et højere samfundsøkonomisk afkast end anden forskning, snarere tværtimod. Der er ingen miljøpolitisk grund til, at miljøteknologiske løsninger skal være udviklet i Danmark, ligesom det ikke er givet, at Danmark på sigt vil have komparative fordele i at producere grønne teknologier. Selvom det skulle være tilfældet, begrunder det ikke særskilt forsknings- og erhvervsstøtte på området, da private aktører selv må formodes at kunne se fordelene, hvis de er der. Støtte til grundforskning er en bedre samfundsøkonomisk investering end øremærkede midler til forskning inden for specifikke områder eller til kommercialisering af udvalgte teknologier.

Dansk energipolitik harmonerer ikke med EU's kvotesystem

Regeringen har betydeligt fokus på klimaproblemet i både regeringsgrundlaget og i energiudspillet. Øget støtte til VE i kvotesektoren i Danmark vil ikke føre til lavere CO_2-udledning globalt set. Antallet af kvoter er givet i EU, og uudnyttede danske kvoter vil blive brugt i andre EU-lande. Samtidig vil den planlagte brug af PSO-afgiften til finansiering af udbygningen af vedvarende energikilder i Danmark gøre el mindre konkurrencedygtigt over for olie og naturgas i kraft af de højere elpriser. Dette gør det mindre attraktivt at flytte det individuelle fossile energiforbrug over til el og dermed ind under kvotesektoren, hvor udledningen reguleres mest omkostningseffektivt. Prisforholdet mellem el og andre energiformer påvirkes dog også af introduktionen af en PSO-afgift på gas samt af den nye forsyningssikkerhedsafgift. Samlet set er der lagt op til en forhøjelse af en lang række energirelaterede afgifter, som skal finansiere en omkostningsfuld ekstrasatsning på VE i energisektoren. En satsning, der som nævnt, ikke vil bidrage til at reducere den samlede europæiske CO_2-udledning.

Klimaproblemet håndteres bedst i international regi

Dansk enegang på klimaområdet vil imidlertid ikke bidrage til at afhjælpe problemet med global opvarmning, men kan have betydelige omkostninger. EU's kvotesystem er det bedste eksisterende bud på en omkostningseffektiv mekanisme til regulering af klimaområdet. Danmark bør derfor arbejde for at styrke kvotesystemet ved stramme reduktionsmål for CO_2-udledningen – også efter 2020 – gennem et lavere kvoteloft. I takt med at antallet af kvoter reduceres,

og prisen herpå stiger, vil der helt af sig selv ske en reduktion af energiforbruget, og VE-andelen vil stige. Det vil derfor ikke være hensigtsmæssigt at arbejde for, at EU derudover styrker indsatsen inden for energibesparelser og udbygning af VE.

Miljøpolitik bør være for miljøets skyld

Miljøpolitik bør ikke føres for at skabe fremtidige konkurrencefordele eller fremme den økonomiske vækst. Offentlig støtte til specifikke erhverv indebærer en omfordeling af ressourcerne i økonomien til gavn for de støttede erhverv. Det er langt fra givet, at disse erhverv er de mest konkurrencedygtige, når der ses bort fra støtten. En samfundsøkonomisk hensigtsmæssig miljøpolitik bør føres med det formål at reducere miljøbelastningen på den mest omkostningseffektive måde – ofte med klare markedsbaserede incitamenter – og tage højde for usikkerheder og irreversibiliteter forbundet med miljøproblemerne. De incitamenter, som gives gennem miljøpolitikken, skal tænkes ind i helheden, så styringsmål ikke bliver virkningsløse eller i værste fald modarbejder hinanden. Herved sikres det størst mulige udbud af de goder, som miljø og natur bidrager med til samfundet, til den lavest mulige omkostning.

Biodiversitet

Indsatser og omkostning ved at nå mål for biodiversitet

Danmark har tilsluttet sig målsætningen fra Nagoya-topmødet i 2010 om at standse tilbagegangen i biodiversiteten inden 2020. I kapitlet vurderes den samfundsøkonomiske omkostning ved at standse tilbagegangen i biodiversiteten i Danmark. Endvidere vurderes, hvilke indsatser der er nødvendige for at opnå målet.

Forskellige mål for biodiversiteten

Biodiversitet er dannet af ordene "bio", som betyder liv, og "diversitet", som betyder forskellighed. Biodiversitet opgøres typisk ved forskellighed i arter, gener og økosystemer. Selvom den genetiske variation og forskelligheden af økosystemer er vigtige komponenter af biodiversiteten, er antallet af arter det mest brugte mål for biodiversitet. Der fokuseres derfor på biodiversitet målt ved antallet af arter. Der er dog generelt en nær sammenhæng mellem diversitet i arter, gener og økosystemer.

Biodiversitet har stor værdi for mennesket

Biodiversitet har stor værdi for mennesket på grund af sammenhængen mellem biodiversitet og de ydelser, økosystemer bidrager med. Således bidrager økosystemer til naturens stabiliserende funktioner ved omsætning af forurenende stoffer, CO_2-lagring og vådområders vandtilbageholdelse. Økosystemer med høj biodiversitet anses for mere stabile end økosystemer med lav biodiversitet. Et højt niveau af biodiversitet kan således opfattes som en "forsikring", som sikrer værdier fra økosystemer mod fremtidige trusler. Hvis man er tæt på en tærskelværdi, hvor der sker væsentlige forringelser af økosystemerne, kan der være alvorlige tab i økosystemydelserne selv ved mindre forringelser af biodiversiteten. De præcise konsekvenser er usikre, men kan potentielt være meget alvorlige selv ved mindre forringelser af biodiversiteten. Biodiversitet har desuden en rolle som naturens "bibliotek", dvs. som ressource for viden og læring. Endelig har beskyttelse af arter en værdi for mange mennesker enten af etiske årsager, eller fordi en mangfoldig natur bidrager positivt til rekreative oplevelser.

Biodiversiteten er i tilbagegang

Både globalt og i Danmark er biodiversiteten i tilbagegang. Det vurderes, at ca. en femtedel af alle de ca. 32.000 forskellige danske arter er truet. De væsentligste trusler er tab og forringelser af levesteder, som især kan føres tilbage til skovdrift og landbrugsdrift.

Analyse af indsatser

I kapitlet præsenteres en analyse, som forsøger at opgøre omfanget af de indsatser, der er nødvendige for at mindske tilbagegangen i biodiversiteten. Analysen er udført i samarbejde med forskere ved Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet.

Grundlag for analysen

Analysen er baseret på detaljerede oplysninger om den geografiske udbredelse af ca. 900 landlevende arter, hvoraf knap 200 er truede. Formålet med analysen er at identificere et netværk af områder, hvor tilstrækkeligt gode levevilkår vil kunne sikre, at alle arter beskyttes. Udgangspunktet for analysen er omkostningseffektivitet, dvs. hvordan målsætningen om at beskytte de inkluderede arter kan realiseres billigst muligt. Analysen belyser også, hvordan indsatsen skal fordeles i forhold til naturtyperne skov, åben natur (f.eks. eng, hede og mose) og agerland.

Underkantskøn for indsats

Da det ikke er alle arter, som indgår i beregningerne, er der tale om et underkantskøn for omfanget af den nødvendige indsats for at beskytte alle arters levesteder. De fundne indsatser vil dog ikke kun sikre levesteder for de arter, der indgår i analysen. Der findes mange andre arter i de pågældende områder, og indsatserne vil derfor i realiteten beskytte et langt større antal arter end de ca. 900, der indgår i analysen.

0,8 mia. kr. pr. år

Analysen udpeger et netværk af naturområder og finder, at den samfundsøkonomiske omkostning ved at beskytte levestederne for de betragtede arter vil være omkring 0,8 mia. kr. pr. år. Nogle af indsatserne for at beskytte levestederne sker i et vist omfang allerede i dag, hvilket trækker i retning af, at de ekstra omkostninger ved at gennemføre den beskrevne indsats kan være mindre end det her angivne. Det skønnes dog, at dette bliver overskygget af, at analysen ikke omfatter alle arter. Det vurderes derfor, at de 0,8 mia. kr. pr. år er et underkantskøn for at beskytte alle arter. Overordnede resultater fra analysen er gengivet i tabel A.

Tabel A Omkostninger og indsatser ved at beskytte danske arter

	Samfunds-økonomisk omkostning	Areal	Andel af pågældende naturtype i Danmark
	--- Mio. kr. pr. år ---	1.000 ha	------ Pct. ------
Indsatser i eksisterende naturområder			
Urørt løvskov	104	39	21
Rydning af nåleskov	12	8	2
Pleje af eksisterende åben natur	174	79	20
I alt, eksisterende naturområder	290	126	
Indsatser i øvrigt			
Ny åben natur med pleje (ophør af landbrugsdrift)	326	44	1[a)]
Kvælstof-bufferzone omkring åben natur	228	202	7[a)]
I alt, øvrige indsatser	554	246	
I alt	**844**	**372**	

a) Dette er andelen af agerland.

Anm.: Analysen er baseret på oplysninger om ca. 900 landlevende arter, men i praksis vil et langt større antal arter blive beskyttet. Der vil endvidere være behov for indsatser, som beskytter arter i f.eks. vandløb, søer og havneområder. Dette indgår ikke i den opgjorte samfundsøkonomiske omkostning.

126.000 ha

Analysen peger på, at der skal foretages indsatser for at sikre de betragtede arters levevilkår på i alt 126.000 ha eksisterende skov og åben natur.

Skov: Omlægning til urørt skov

Beskyttelsen af levesteder i skov vurderes i analysen at skulle ske ved at omlægge dele af løvskovarealet til såkaldt urørt skov, hvor der ikke sker nogen skovdrift. Endvidere skal der etableres åbne rydninger ved at fjerne dele af nåleskoven. I alt skal levevilkårene ifølge analysen forbedres i 47.000 ha skov, svarende til ca. 9 pct. af det samlede skovareal.

Åben natur: Pleje, inddragelse af landbrugsjord og kvælstofbufferzone

Der er også behov for tiltag, der forbedrer levevilkårene i den åbne natur. Analysen tyder således på, at der er behov for pleje af ca. 79.000 ha eksisterende åben natur, svarende til ca. 20 pct. af de nuværende åbne naturarealer. Herudover indebærer analysen, at der skal ske en udvidelse af en række af de åbne naturarealer på bekostning af landbrugsjord samt gennemføres en reduktion af belastningen med næringsstoffer. Denne reduktion sker gennem indførelse af kvælstofbufferzoner på 250 meter omkring de pågældende åbne naturarealer. I kvælstofbufferzonerne må der ikke være anlæg til husdyrproduktion, men der kan fortsat være almindelig landbrugsproduktion inklusive f.eks. græsning. Selvom disse indsatser foregår i agerlandet, så er målet at forbedre levevilkårene i udvalgte åbne naturarealer. Udvidelsen af de åbne naturarealer vurderes at svare til ca. 44.000 ha eller godt 1 pct. af landbrugsjorden, mens kvælstofbufferzonerne vurderes at omfatte ca. 200.000 ha, svarende til ca. 7 pct. af landbrugsarealet.

Ikke nødvendigt med indsats for arter i agerland

Det fremgår af analysen, at det ikke er nødvendigt at rette betydelige indsatser mod at beskytte levestederne i agerlandet, som f.eks. hegn, skel og vandhuller. Det skyldes, at arter, som lever i agerlandet, også findes i skov og åben natur. Det kan således bedre betale sig at beskytte de arter, som findes i agerlandet, ved at sikre gode levevilkår i skov og åben natur. Der kan dog alligevel være grund til at sikre levestederne i agerlandet, fordi disse kan have en rolle som biologiske "trædesten" mellem de egentlige naturområder, så arterne kan vandre mellem disse. Hertil kommer motiver, som ikke er relateret til biodiversitet, f.eks. hensyn til landskabets udseende.

Stor effekt ved skovindsats i forhold til omkostning

Den samfundsøkonomiske omkostning ved indsatserne i skov er betydeligt mindre end omkostningerne ved indsatser i åben natur. Omkostningen ved indsatsen i skov udgør således kun knap 15 pct. af de samlede omkostninger på 0,8 mia. kr. pr. år, selvom indsatsen i skov isoleret set omfatter beskyttelse af mere end halvdelen af arterne. Det er derfor meget vigtigt at inddrage skovarealer i en samlet plan for at beskytte arterne i Danmark.

Gevinsten ved beskyttelse af biodiversiteten

For at relatere omkostningerne ved at standse tilbagegangen i biodiversiteten til gevinsterne er der foretaget en gennemgang af et stort antal inden- og udenlandske undersøgelser, der forsøger at opgøre gevinsterne ved biodiversitet.

Ikke muligt at værdisætte alle gevinster

Et højt niveau af biodiversitet er med til at sikre en række livsvigtige værdier fra økosystemerne. Det er dog vanskeligt at give et præcist bud på værdien af mindre ændringer i biodiversiteten. Det skyldes blandt andet metodemæssige udfordringer i forbindelse med at opgøre nogle af værdierne ved biodiversitet, men også begrænset viden om de relevante naturvidenskabelige sammenhænge. Det er især vanskeligt at værdisætte de påvirkninger, som ændringer i biodiversiteten kan have på økosystemers funktioner og stabilitet.

Eksistensværdier vigtigere end produktionsværdi

Gennemgangen af inden- og udenlandske undersøgelser tyder på, at de såkaldte eksistensværdier ved beskyttelse af biodiversiteten kan være større end de direkte brugsværdier. Eksistensværdierne er udtryk for den glæde mennesker har ved den blotte eksistens af stor artsrigdom. Brugsværdierne af biodiversitet omfatter bl.a. værdien af bestøvning og værdien af diversitet som input i frembringelse af ny medicin.

Gevinst i forhold til omkostning

Som følge af den store usikkerhed om værdien af biodiversitet er det vanskeligt at sammenligne gevinsten ved at beskytte biodiversiteten med de omkostninger, der er ved at gennemføre de tiltag, som følger af den beskrevne analyse. Det vurderes dog, at værdien af at beskytte et større antal arter er af nogenlunde samme størrelsesorden som de omkostninger, der fremkommer i analysen. Isoleret set giver sammenligningen af værdien af gevinsten over for de samfundsøkonomiske omkostninger derfor ikke noget entydigt svar på, om indsatsen er fordelsagtig ud fra en samfundsøkonomisk betragtning.

Ikke værdisatte gevinster kan være høje

De ikke værdisatte gevinster vil dog trække i retning af, at der samlet set vil være en gevinst ved indsatser, som afværger en yderligere tilbagegang i biodiversiteten. Især kan gevinsten ved at standse en tilbagegang i biodiversiteten

potentielt være meget høj, hvis man er tæt på en tærskelværdi, hvor der sker væsentlige forringelser af økosystemerne selv ved mindre ændringer i biodiversiteten.

Forsigtighedsprincip kan anvendes

Der er betydelig usikkerhed om den fremtidige værdi af biodiversitet, ligesom tab af biodiversitet har karakter af at være irreversibel. Kombinationen af usikkerhed og irreversibilitet tilsiger brug af et forsigtighedsprincip. Dette trækker yderligere i retning af, at det er fordelagtigt snarligt at gennemføre tiltag, som standser tilbagegangen i biodiversiteten.

Behov for ændringer i den fremtidige indsats

Nuværende indsats fokuserer på åbne naturområder

De foretagne analyser viser, at der er behov for at ændre fokus i den planlagte biodiversitetsindsats, hvis målsætningen om at beskytte biodiversiteten i Danmark skal ske på en omkostningseffektiv måde. Den hidtidige og planlagte indsats har overvejende været rettet mod åben natur og agerland. Analysen viser imidlertid, at det også er vigtigt at gennemføre indsatser i skovområder, da indsatser i skov kan sikre mange arter og tilmed er relativt billige. Dele af den danske indsats har haft fokus på at beskytte enkelte arter. Dette er dog ikke hensigtsmæssigt, da forfølgelse af delmålsætninger let kan gøre det dyrere at beskytte alle arter.

Ikke nok med indsats i Natura 2000

Der lægges i biodiversitetspolitikken op til, at indsatsen fremover i endnu højere grad skal fokusere på Natura 2000-områder, som overvejende er åbne naturområder. Kun en femtedel af de skovområder, som ifølge analysen er væsentlige for at beskytte alle arter, er en del af Natura 2000-områderne. Det tilsvarende tal for udpegede åbne naturområder er tre femtedele.

Ikke nok fokus på skov

De planlagte indsatser i Natura 2000-områderne er således ikke tilstrækkelige til at opfylde målsætningen om at beskytte alle arter. Især vil der mangle indsatser i en stor del af de skovområder, som er centrale for bevarelse af biodiversiteten.

Ny natur og biodiversitet

En del af den danske naturindsats er rettet mod at skabe helt nye naturområder både gennem skovrejsning og nye våd-

områder. I forhold til en målsætning om at beskytte biodiversiteten på land bidrager dette på kortere sigt ikke væsentligt. Ud fra en biologisk vurdering er det vigtigere at gøre en indsats for at beskytte arterne i deres nuværende levesteder. Dette udelukker dog ikke, at det ud fra andre hensyn, f.eks. rekreation, kan være hensigtsmæssigt at skabe helt nye naturområder.

Virkemidler

OECD anbefaler auktioner

I nogle lande er man begyndt at bruge fleksible økonomiske virkemidler i naturpolitikken, bl.a. til at fremme biodiversiteten. For eksempel har OECD for nyligt anbefalet brugen af auktioner, hvor lodsejere kan give bud på, hvor meget de skal kompenseres for at foretage et givet biodiversitetsbevarende tiltag på deres jord.

Begrænsede muligheder i Danmark

Et økonomisk instrument som auktioner er primært fordelagtigt, når der kan vælges mellem mange forskellige områder for at opnå en given målsætning. Analysen baseret på udbredelsen af arter i Danmark tyder imidlertid på, at der er forholdsvis lille fleksibilitet i valget af områder. En stor del af områderne skal således beskyttes, fordi disse områder er de eneste levesteder for nogle af arterne. For disse områder er det næppe fordelagtigt at anvende et virkemiddel som auktioner med henblik på at realisere en målsætning om at beskytte biodiversiteten i Danmark. I andre områder og for andre målsætninger i naturpolitikken – f.eks. i forhold til rekreation – er auktioner imidlertid et instrument, der kan indgå i værktøjskassen.

Ensartede subsidier ikke hensigtsmæssige

Det er væsentligt, at indsatsen for bevarelse af biodiversitet er målrettet og har permanent karakter. Generelle og kortvarige subsidier til naturbeskyttende aktiviteter er derfor ikke et særligt hensigtsmæssigt instrument. Et generelt subsidie sikrer ikke, at indsatsen kommer til at foregå i de rette områder. Hvis subsidiet i tilgift er kortvarigt, understøtter det ikke en langsigtet målsætning om at hindre en tilbagegang i biodiversiteten.

Langvarig indsats nødvendig

En langvarig og helst permanent indsats bør prioriteres, da ressourcerne er spildt, hvis naturgevinsterne er midlertidige.

Ophøret af EU's braklægningsordning er et eksempel på en midlertidig ordning, hvor der – godt nok utilsigtet – blev oparbejdet naturværdier, som sidenhen gik tabt. Der er i dag kun få ordninger under f.eks. Landdistriktsprogrammet, som understøtter mere permanente ændringer i arealanvendelsen. Brugen af ordninger med langvarigt sigte bør derfor udvides og rettes mod både skov og åben natur.

Ægte opsparing

Ægte opsparing er et bredere velfærdsmål

Ægte opsparing er et udtryk for den samlede nationale opsparing, der blandt andet tager højde for det slid på naturressourcer og miljø, som den økonomiske aktivitet forårsager. Begrebet belyser dermed et bredere velfærdsbegreb end de relativt snævre opgørelser af national opsparing og nationalformue, som normalt præsenteres i nationaløkonomiske beregninger. Den traditionelle opsparing består af udviklingen i det fysiske kapitalapparat og ændringer i tilgodehavender i udlandet. Det er dog langtfra de eneste kapitalgoder, som påvirker vores fremtidige forbrugsmuligheder og den fremtidige velfærd. Ændringerne i naturen har potentielt meget stor betydning. Det gælder ændringer i mængden af ren luft, brugbart drikkevand, klimatiske forhold, levedygtige økosystemer, rekreative oplevelser osv. Det gælder også forbruget af ikke-fornybare naturressourcer som olie og gas fra Nordsøen og ændringerne i fornybare ressourcer som fiskene i vores farvande og omfanget af vores skove. Forøgelsen af den menneskelige viden i form af færdigheder og teknologiske fremskridt er også vigtige for borgernes velfærd. En anden potentielt vigtig faktor for den fremtidige velfærd er udviklingen i sundhedstilstanden. Udviklingen i alle disse elementer inddrages i beregningen af ægte opsparing.

Den ægte opsparing udgør ca. 7½ pct. af BNP …

… men resultatet er forbundet med stor usikkerhed

Den ægte opsparing skønnes i gennemsnit at udgøre 7,4 pct. af BNP i perioden 1990-2009, jf. tabel B. En positiv ægte opsparing er udtryk for, at de nulevende generationer bidrager til en opbygning af den samlede nationalformue til glæde for fremtidige generationer. Der er imidlertid stor usikkerhed omkring den præcise størrelsesorden af den ægte opsparing. Specielt beregningerne vedrørende klimakapitalen er usikre. Ikke alene er der stor usikkerhed om den

klimatiske effekt af øget drivhusgasudledning, men det er også usikkert, hvordan klimaforandringerne påvirker menneskers velfærd. Endvidere er det forbundet med så store vanskeligheder at opgøre nogle typer af kapital, at de er udeladt fra det endelige resultat. Det gælder f.eks. sundhedskapitalen, der potentielt kan betyde meget for den ægte opsparing.

Tabel B Ægte opsparing

	Gennemsnit pr. år		
	1990-2009	**1990-1999**	**2000-2009**
	----------	Pct. af BNP	----------
Traditionel (fysisk/finansiel)	5,4	4,5	6,3
Human	10,4	10,4	10,3
Videns	0,8	0,7	0,9
Nordsø	-1,8	-1,5	-2,2
Klima	-5,8	-5,9	-5,7
Anden luft	-1,5	-1,9	-1,1
Grundvand, skov og fisk	0,0	0,0	0,0
I alt	7,4	6,3	8,5

Anm.: På grund af afrunding summer tallene ikke altid.

Kilde: Egne beregninger.

Stort bidrag fra uddannelse opvejer skader på naturen

Den helt dominerende faktor for den positive ægte opsparing er stigende humankapital, altså positive investeringer i uddannelse. Bidraget fra større humankapital udgør med den anvendte beregningsmetode over 10 pct. af BNP om året i perioden 1990-2009. Der finder dog en betydelig løbende nedslidning af vores naturkapital sted, og forbrug af naturressourcer, klimaskader og anden forurening har i gennemsnit i perioden tilsammen reduceret den ægte opsparing med ca. 9 pct. af BNP årligt.

Traditionel nationalopsparing udgør 5½ pct. af BNP

De poster, som traditionelt bruges som mål for vores nationale formueforøgelse i snæver forstand, nemlig opsparing i fysisk og finansiel kapital, har i den betragtede periode gennemsnitligt bidraget med ca. 5½ pct. af BNP pr. år. Hertil kommer, at væksten i mængden af videnskapital har givet et bidrag på omkring ¾ pct. af BNP årligt.

Større traditionel opsparing har ført til større ægte opsparing

Sammenlignes 1990'erne med 2000'erne, ses det, at den ægte opsparing er steget mærkbart. Det største bidrag til den større ægte opsparing er en stigning i den traditionelle opsparing, og reduktion af luftforureningen trækker også i retning af støre ægte opsparing. Udtømningen af Nordsøressourcerne trækker imidlertid modsat.

Danmark påvirkes af udlandet

Den ægte opsparing kan ikke uden videre fortolkes som den opsparing, danskerne selv har foretaget i perioden. Ændringerne i miljøtilstanden i Danmark skyldes i vid udstrækning ændrede udledninger i andre lande. Det gælder allermest klimaproblemet, hvor det er den globale udledning af drivhusgasser, der i sidste ende påvirker Danmarks situation. Danmarks egen udledning af drivhusgasser udgør kun ca. 0,2 pct. af den samlede globale udledning og har dermed reelt ingen betydning for, hvor hårdt vi vil blive ramt af klimaændringer fremover.

Danmark bør arbejde for reducerede udledninger internationalt

Klimaproblemet er kilden til det største enkeltstående negative bidrag til den danske ægte opsparing. Beregningerne peger dermed på, at det er i Danmarks klare interesse at arbejde for en ambitiøs global klimapolitik. Det er imidlertid vigtigt at slå fast, at ensidige danske reduktioner af udledninger er stort set uden betydning i denne sammenhæng. Virkningen på det globale klima af en given udledningsreduktion vil være den samme, uanset hvor den sker, og omkostningerne ved at reducere er lavere i mange andre lande end i Danmark. Man vil derfor kunne få størst gavnlig virkning for givne omkostninger ved at lave internationale ordninger, der reducerer, hvor det er billigst.

Ægte opsparing er en relevant indikator

Indikatoren ægte opsparing viser, om forbrugsmulighederne i bred forstand er faldende eller ej, og dermed, om udviklingen er bæredygtig. Der er mange usikkerheder forbundet med opgørelsen heraf, og der er stadig behov for løbende at

videreudvikle og forfine metoderne. Allerede i dag virker beregningerne dog som et relevant bidrag, der kan indgå blandt de indikatorer, der overvåger udviklingen for bæredygtigheden i Danmark.

Skat i Nordsøen

Serviceeftersyn af skatteforhold i Nordsøen

Regeringen har netop iværksat et serviceeftersyn af skatteforholdene i Nordsøen. Da der er tale om overordentligt store værdier, er det også et vigtigt samfundsøkonomisk spørgsmål, om beskatningen er indrettet hensigtsmæssigt. Samtidig er udvindingen af ressourcerne i Nordsøen forbundet med indtjeningen af en meget væsentlig overnormal profit, som overstiger indtjeningsmulighederne ved tilsvarende investeringer i andre erhverv. Denne overnormale profit kaldes ressourcerenten.

Undgå overbetaling af olie- og gasindustrien

Det er den danske stat, og dermed hele den danske befolkning, der har selve ejendomsretten til værdierne i undergrunden, mens de private selskaber har til opgave at lokalisere ressourcerne og hente dem op til videresalg. Et naturligt udgangspunkt for beskatning af Nordsøressourcen er derfor, at den del af ressourcens værdi, der er tilbage, når udvindingsselskaberne har fået en rimelig forrentning af deres investeringer, bør tilfalde staten. Dette princip er det samme som, at den egentlige ressourcerente som udgangspunkt bør tilfalde staten. Man kan sammenligne forholdet med andre områder, hvor statslige institutioner køber tjenesteydelser fra private. Staten har her også en forpligtelse til at sikre, at den ikke betaler unødigt mange penge for de givne ydelser.

Nordsøerhvervet har meget højt afkast efter skat

Beregninger i kapitlet peger på, at Nordsøerhvervet har tjent et afkast før skat på ca. 60 pct. af den investerede kapital årligt i perioden 2004-10, og forrentningen efter skat har været ca. 24 pct. Nordsøerhvervets forrentning efter skat er dermed omkring tre gange så stort som afkastet *før* skat i industrierhvervene og i ikke-finansielle selskaber generelt. Dette afspejler, at Nordsøerhvervet på trods af særbeskatningen beholder en væsentlig andel af ressourcerenten i tilgift til den gennemsnitlige forrentning, som indtjenes i andre erhverv.

Spillerum for højere skat på ressourcerenten

Der lader dermed til at være et betydeligt spillerum for højere beskatning, hvis man ønsker, at staten skal beholde en større andel af ressourcerenten, uden at skatten bliver urealistisk høj. Kulbrinteskatteudvalget, som i 2001 analyserede skatteforholdene i Nordsøen, regnede således med en effektiv skat på ressourcerenten på 84 pct. I Norge får staten i gennemsnit under visse beregningsmæssige antagelser ca. 85 pct. af ressourcerenten i felterne. Under de samme forudsætninger vil staten i Danmark fremadrettet blot oppebære ca. 71 pct. af ressourcerenten i de danske udvindingsprojekter. Den statslige andel er således langt lavere end i Norge.

Neutral beskatning af Nordsøen blev anbefalet af udvalg

Det er i princippet muligt at indrette beskatningen af indtægterne fra Nordsøen på en måde, så den ikke forvrider tilskyndelsen til at udvinde ressourcerne på en hensigtsmæssig måde. Metoden er, at man målrettet forsøger at opgøre og beskatte selve ressourcerenten. Selv en meget høj skattesats på ressourcerenten vil nemlig ikke afskrække fornuftige investeringer, forudsat at selskaberne kan fratrække alle relevante omkostninger for deres drift og investeringer, herunder en normalforrentning af deres investerede kapital, inden skattegrundlaget beregnes, og at over- og underskud behandles symmetrisk. Kulbrinteskatteudvalget anbefalede netop indførelsen af en sådan neutral skat på ressourcerenten i Nordsøen.

Eksisterende skatteregler følger ikke anbefalinger om neutral skat

Den nuværende Nordsø-beskatning afviger fra principperne for neutral beskatning. Der er således ikke noget fradrag for forretningen af den investerede egenkapital i grundlaget for kulbrinteskatten. Til gengæld er der et fradrag på 30 pct. for nyinvesteringer. Samtidig kan underskud ikke fremføres. Disse afvigelser vil skævvride incitamenterne til investeringer. Hvis det manglende fradrag for forrentningen af egenkapitalen i praksis modsvares af det ekstraordinære investeringsfradrag, kan kulbrinteskatten dog ses som en tillempet skat på ressourcerenten. Hvorvidt de to afvigelser fra den neutrale beskatning ophæver hinanden, afhænger af en række forhold, og det er derfor svært at afgøre, hvor tæt kulbrinteskatten kommer på en (neutral) skat på ressourcerenten. Det er dermed også svært at sige, hvilken betydning afvigelserne har for investeringerne i Nordsøen.

Problematisk kompensations-aftale

I forbindelse med overvejelserne om et mere hensigtsmæssigt skattesystem i Nordsøen spiller den såkaldte kompensationsklausul i aftalen mellem regeringen og A. P. Møller-Mærsk en væsentlig rolle. Ifølge aftalen får selskaberne i Dansk Undergrunds Consortium (DUC) ret til kompensation, hvis der indføres nye skatteregler, der specifikt rammer producenter af kulbrinter i den danske del af Nordsøen. Aftalen er problematisk, idet den besværliggør fremtidige justeringer i skatteforholdene, når ændrede forudsætninger i øvrigt måtte gøre det naturligt. Det er naturligt, at regering og Folketing med mellemrum har mulighed for at ændre på skatteforholdene, hvis det i øvrigt findes samfundsmæssigt hensigtsmæssigt. Man har da heller ikke tilsvarende kompensationsaftaler i andre Nordsølande.

Skatteforholdene bør ændres

Samlet set er der meget, der taler for, at skatteforholdene i Nordsøen bør ændres for at give en mere rimelig fordeling af de ekstraordinære indtjeningsmuligheder, som udnyttelsen af samfundets naturressourcer giver. Der bør således tilfalde staten en større andel af ressourcerenten, end det er tilfældet med de gældende skatteregler. Samtidig bør det overvejes, om ordningen kan justeres i retning af at give en mindre forvridende beskatning af aktiviteterne i Nordsøen. Kompensationsklausulen kan dog tænkes at lægge hindringer i vejen for en sådan ændring i skattesystemet. Der bør derfor ske en grundig afklaring af de juridiske muligheder for enten at ændre beskatningen inden for den eksisterende aftales rammer eller iværksætte en genforhandling, der fører til de nævnte forbedringer.

KAPITEL I

DANSK MILJØPOLITIK 2000-2010

I.1 Indledning

Mange forpligtelser i dansk miljøpolitik

Halvfemserne var et årti, hvor der blev indgået mange store internationale miljøaftaler som Kyoto-protokollen om klimaet og Rio-konventionen om den biologiske mangfoldighed. Samtidig kom EU til at spille en større rolle på miljøområdet, og der blev vedtaget en række forordninger og direktiver, som skulle implementeres i den nationale lovgivning. Også i Danmark blev 2000-10 årtiet, hvor mange af disse forpligtigelser skulle udmøntes i danske tiltag.

Biodiversitet, vandmiljø og klima

I 2000 nedsatte den daværende regering Wilhjelmudvalget, som havde til opgave at opstille grundlaget for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Udvalget kom med forslag til, hvordan indsatsen på naturområdet kunne prioriteres for at opfylde de gældende mål for biodiversitet. På vandområdet har regeringerne vedtaget en række vandmiljøplaner, som bl.a. har haft til formål at sikre opfyldelsen af EU's vandrammedirektiv. Derudover har drivhusgasproblematikken fyldt meget i miljødebatten i det seneste årti. I 2005 lancerede EU det europæiske CO_2-kvotehandelsmarked, EU Emissions Trading Scheme, hvilket er blevet en grundpille i EU's indsats mod klimaforandringer. Dertil kommer nationale reduktionsmål og -initiativer i de ikke kvote-dækkede sektorer. Dette kapitel ser bl.a. på, hvordan det er gået med at opfylde Danmarks miljøpolitiske mål og forpligtelser.

Kapitlet er færdigredigeret den 6. februar 2012.

EU spiller en afgørende rolle for målene …

EU spiller i dag en væsentlig rolle for dansk miljøpolitik, og i perioden 2000-10 er det især EU's sjette miljøhandlingsprogram, der har sat dagsordenen for den danske indsats på miljøområdet. Særligt for grænseoverskridende forurening, hvor der er brug for en koordineret, international indsats, har EU spillet en afgørende rolle.

… men Danmark bestemmer virkemidler

Selvom EU er med til at fastlægge adskillige mål i den danske miljøpolitik, ligger beslutningen om valget af virkemidler til opfyldelse af målene oftest hos de danske politikere. Samtidig er der på nogle områder fastsat nationale mål, ligesom nogle EU-mål er meget overordnede og forudsætter nationale beslutninger om mere specifikke delmål og styringsmål.

Kapitlets formål

Kapitlet har for det første til formål at beskrive de gældende mål, planer og strategier på miljøområdet i perioden 2000-10 og bedømme udviklingen i målopfyldelsen. For det andet bliver det i kapitlet diskuteret, om de eksisterende mål er hensigtsmæssige, og for det tredje vurderes det, om de besluttede og påtænkte virkemidler er hensigtsmæssige. Kapitlet indeholder også en diskussion af de kommende års miljøpolitik i lyset af regeringsskiftet i september 2011 og den nye regerings planer på miljøområdet.

Kapitlets opbygning

Afsnit I.2 beskriver på et overordnet niveau, hvordan økonomer ser på målfastsættelse på miljøområdet. De gældende mål, planer og strategier på miljøområdet præsenteres i afsnit I.3. Her diskuteres endvidere principper for hensigtsmæssige mål, som relateres til de gældende målsætninger i Danmark. I afsnit I.4 beskrives arbejdsdelingen på miljøområdet, herunder kommunernes øgede rolle i forbindelse med Strukturreformen. Den danske målopfyldelse på miljøområderne for luft og klima, natur og biodiversitet, vand samt kemikalier, affald og støj vurderes i afsnit I.5 til I.8. Afsnit I.9 beskriver dansk miljøpolitik i et internationalt perspektiv. I afsnit I.10 behandles de kommende års miljøpolitik på baggrund af de øvrige afsnit og anbefalinger fra tidligere rapporter til De Økonomiske Råd. Kapitlet rundes i afsnit I.11 af med en række anbefalinger til den fremtidige miljøpolitik.

I.2 Målfastsættelse for miljøet i et økonomisk perspektiv

Markedsfejl giver behov for regulering af miljøpåvirkning

Dette afsnit giver en introduktion til, hvordan økonomer anskuer problemet med regulering af menneskets påvirkning af natur og miljø. Behovet for regulering opstår, når den enkelte person eller virksomhed via sine handlinger påvirker andres velfærd eller produktionsmuligheder. De fleste miljøgoder, såsom ren luft eller grønne områder, er præget af, at det kun i begrænset omfang er muligt at udelukke nogen fra at nyde godt af goderne. Ejerskabet til goderne er ikke veldefineret, og der findes typisk ikke markeder for sådanne miljøgoder. Den påvirkning af miljøet, som følger af menneskelige aktiviteter, er derfor typisk ikke afspejlet i markedsprisen på de goder, som aktiviteterne frembringer. Når ikke alle omkostninger og gevinster ved en aktivitet inddrages i prisfastsættelsen, er der en markedsfejl. Markedsfejlen betyder, at menneskets negative påvirkning af miljøet i fravær af regulering vil afvige fra det samfundsøkonomisk optimale. Regulering af påvirkningen af miljøet har til formål at sikre, at alle effekter på miljø og natur indregnes i beslutningen om at foretage forskellige forurenende aktiviteter.

Samfundsøkonomiske hensyn ved fastsættelse af miljømål

De fleste miljømål er enten rettet mod at reducere forskellige former for forurening eller at bevare eller (gen)skabe sunde økosystemer. Fastsættelsen af et mål bestemmer dermed, hvad der betragtes som et passende niveau for forekomsten af de enkelte miljøgoder såsom luftkvalitet og vandmiljøtilstand. Nedenfor ses der nærmere på, hvordan mål kan fastsættes på en samfundsøkonomisk hensigtsmæssig måde under hensyntagen til dels de samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger, dels usikkerhed og irreversibilitet. Irreversibilitet betyder, at det ikke er muligt at føre miljøstanden tilbage til den oprindelige upåvirkede tilstand.

Miljøindsats kan både reducere og forebygge forurening

Hensyn til miljøet kan indarbejdes i reguleringen på flere måder. Reguleringen kan eksempelvis rette sig mod eksisterende aktiviteter og den forurening, som de medfører. Herved kan der opnås de rette incitamenter til at reducere miljøpåvirkningen til et samfundsøkonomisk acceptabelt niveau. Miljøindsatsen kan også rette sig mod beskyttelse af

eksisterende natur eller tilvejebringelsen af ny natur. Her er det nærmere et spørgsmål om, hvorvidt der kan gives tilladelse til nye aktiviteter, som kan have negative effekter på miljøet, eller om der skal sættes tiltag i gang, som skaber nye miljøgoder.

Gevinster ved miljøindsats

Gevinster ved miljøindsatsen beregnes ofte ud fra de undgåede eller reducerede velfærdstab som følge af en mindsket miljøpåvirkning. Der kan være flere kilder til velfærdstab forbundet med forurening eller tab af miljøgoder. Eksempelvis kan luftforurening øge forekomsten af forskellige sygdomme og få folk til at ændre adfærd for at undgå at blive udsat for påvirkningen. Ligeledes har fældning af en gammel løvskov negative effekter på dyrelivet i og omkring skoven og på skovens rekreative værdi. Ved at reducere forureningen eller ved at bevare en naturtype undgås sådanne velfærdstab. Når det vurderes, om der er behov for regulering af miljøpåvirkningen, er det vigtigt, at samtlige gevinster ved indsatsen inddrages. Herunder også gevinster for fremtidige generationer i form af et undgået tab af f.eks. produktionsmuligheder.

Omkostninger ved at reducere miljøpåvirkning

Forurening opstår som en afledt effekt af virksomheders eller husholdningers produktion og forbrug af goder. Ophør eller reduktion af de forurenende aktiviteter vil have omkostninger for samfundet i kraft af enten tabt nytte eller direkte omkostninger forbundet med reduktioner af de skadende effekter ved f.eks. tekniske tiltag eller ved brug af dyrere alternativer, som reducerer den marginale profit eller øger priserne. Det samme gælder bevarelsen af forskellige naturtyper på bestemte arealer, som forhindrer alternative anvendelser med potentielt højere privat indtjeningspotentiale, såsom f.eks. bygning af ferielejligheder eller intensiv landbrugsdrift. Den tabte indtjening fra sådanne alternative anvendelser af ressourcerne kaldes ofte en alternativomkostning og er en væsentlig faktor i opgørelsen af omkostningerne ved miljøindsatsen. Samtlige direkte omkostninger og alternativomkostninger forbundet med en miljøindsats skal afvejes mod de gevinster, der kan opnås.

Den marginale skadesomkostning ved forurening …

Ofte kan der argumenteres for, at stigningen i den samlede forureningsomkostning som følge af udledningen af en ekstra enhed forurening er større, når omfanget af forureningen i forvejen er stort. Det vil sige, at den marginale skadesvirkning er større for højere forureningsniveauer. Stigningen indtræder, efterhånden som det omgivende miljø bliver mere presset og dårligere i stand til at håndtere påvirkningen. Ligeledes kan der være effekter, f.eks. på menneskers helbred, som først optræder ved højere koncentrationer af forurening. Den marginale skadesomkostning kan betragtes som den pris, samfundet er villig til at betale for at undgå den ekstra forurening.

… og den marginale omkostning ved reduktion af forureningen

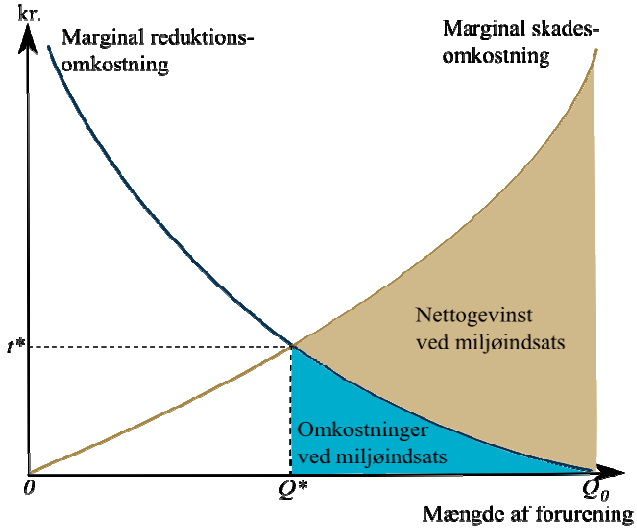
De marginale omkostninger ved at reducere forureningen vil stige med størrelsen på den reduktion, der foretages. Eksempelvis er det ofte muligt at starte med at bruge enkle og billige tekniske virkemidler såsom at sætte et filter på skorstenen fra en fabrik for at reducere udledningen af forurenende stoffer i forhold til udgangspunktet uden regulering. Det er billigt i forhold til grundlæggende at ændre produktionsmetoderne eller i væsentlig grad at reducere produktionen.

Marginale omkostninger skal svare til marginale gevinster

Den samfundsøkonomisk hensigtsmæssige regulering indebærer en afvejning af gevinster og omkostninger, og den optimale forurening vil derfor sjældent være lig nul. Principperne bag afvejningen baseres på den marginale skadesomkostningskurve og den marginale reduktionsomkostningskurve, som illustreret i figur I.1. I udgangspunktet uden regulering vil mængden af forurening være Q_0. Reduktionen i forureningen måles fra dette punkt og til venstre langs den vandrette akse. Det optimale niveau for forureningen findes der, hvor de marginale omkostninger ved skadesvirkningerne af forureningen – og dermed de marginale gevinster ved at reducere den – svarer til de marginale omkostninger. Det optimale forureningsomfang er illustreret ved Q^* i figur I.1. Her vil de samfundsøkonomiske gevinster ved at reducere miljøpåvirkningen akkurat modsvare de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med den pågældende ekstra reduktion, jf. Baumol og Oates (1988). Nettogevinsten ved en miljøindsats, som reducerer forureningen fra Q_0 til Q^*, svarer til arealet under skades-

omkostningskurven (hele arealet under den brune kurve mellem Q_0 til Q^*) fratrukket reduktionsomkostningerne ved at reducere forureningen (blå "trekant" under den marginale reduktionsomkostningskurve). Nettogevinsten svarer dermed til arealet i den brune "trekant" mellem kurverne.

Figur I.1 Marginalskadekurven og den marginale reduktionsomkostningskurve



Anm.: Figuren viser et stiliseret forløb af en marginal reduktionsomkostnings- og en marginal skadesomkostningskurve med henblik på at illustrere principperne bag fastlæggelsen af det samfundsøkonomisk optimale forureningsniveau. Q^* er det optimale forureningsniveau, og t^* er den afgift, hvorved dette niveau opnås.

Kilde: Egen tilvirkning.

Princip for regulering: Optimal afgift

Den optimale reduktion i forureningen er i figuren givet ved afstanden mellem Q_0 og Q^*. Det optimale forureningsniveau, Q^*, kan ideelt set opnås ved at opkræve en afgift pr. enhed forurening på t^*. Denne afgift er fastlagt sådan, at den svarer til den marginale skadesomkostning ved det optimale forureningsniveau. Pålægges en afgift af denne størrelse, vil forureneren af sig selv reducere forureningsomfanget til det optimale niveau. Dette skyldes, at omkost-

ningerne ved at reducere forureningen ned til dette niveau er lavere end den afgift, der skal betales, hvis forureningen ikke reduceres. Dermed er det profitabelt for forureneren at reducere forureningen til Q^*.[1] Yderligere reduktioner vil derimod ikke være rentable, idet de marginale reduktionsomkostninger da overstiger afgiften. I princippet kan det optimale forureningsniveau nås ved brug af andre instrumenter såsom regler og standarder eller kvoter. Afgiften har imidlertid den fordel, at miljøreguleringen følger af decentral, individuel adfærd uden behov for offentlig kontrol af, om påbud eller standarder overholdes, når først afgiften er implementeret.

Ved usikkerhed om optimalt forureningsniveau

Et praktisk problem er, at der ofte er betydelig usikkerhed om den præcise størrelse af de marginale reduktions- og skadesomkostninger. En sådan usikkerhed betyder, at det ofte er vanskeligt at fastlægge det optimale forureningsniveau og den tilhørende afgift præcist. Andre former for regulering vil imidlertid have samme problem. Dertil kommer, at reduktionen i forureningen opnået ved brug af en afgift er omkostningseffektiv, selv hvis afgiften ikke svarer præcist til den optimale afgift. Det skyldes, at afgiften sætter den samme pris på forureningen for alle forurenere, og at reduktionerne i udledningen dermed fordeles hensigtsmæssigt mellem forurenerne, når forureningen har den samme skadesvirkning uanset kilden. Dermed har alle forurenere den samme marginale reduktionsomkostning. Det samme gør sig gældende for omsættelige kvoter.

Når forureningen er svær at måle

Regulering af forureningen ved hjælp af afgifter eller kvoter kræver principielt, at forureningen kan måles og henføres til en kilde, som kan beskattes. I nogle tilfælde er dette imidlertid vanskeligt. Det gælder eksempelvis ved diffus forurening af vandløb, hvor det ikke er muligt entydigt at identificere kilden til pesticider, kvælstof eller fosfor i vandløbet

1) Figuren og teksten afspejler en statisk sammenhæng mellem forureningen og de marginale reduktions- og skadesomkostninger. Disse sammenhænge kan ændre sig over tid, f.eks. som følge af teknologiske fremskridt eller andre aktørers reaktioner på forurenernes ændrede adfærd medført af reguleringen. Det vil ændre kurverne i figuren og kan betyde, at det optimale niveau for forurening ændrer sig over tid.

blandt de omgivende landbrug og husholdninger. Et andet eksempel er forurening med metan fra landbrugets husdyrproduktion, hvor det ikke er muligt at måle den præcise udledning fra hver bedrift. Når denne type problemer gør sig gældende, kan afgifter og omsættelige kvoter ofte anvendes alligevel ud fra opgørelser over udledningerne. Eksempelvis kan metanudledning indgå i et drivhusgasregnskab for landbrugsbedriften, jf. De Økonomiske Råd (2011).

Regulering i praksis: Målhierarki og forskellige virkemidler

For miljøgoder, som er påvirket af svært målelig eller diffus forurening, kan det være nødvendigt at fastsætte et overordnet mål om at opnå en tilstrækkelig kvalitet i miljøtilstanden. Dette mål følges derefter op af en række styringsmål, som er rettet mod de enkelte forureningskilder. Styringsmålene er nødvendige for at fastlægge et konkret indsatsbehov, og de danner rammen om beslutningen af tilstrækkelige virkemidler. Virkemidlerne kan spænde fra indførelsen af grænseværdier for anvendelsen af forskellige stoffer til krav til produktionsteknologien eller afgifter på udledningen, hvor det er muligt. Både målfastsættelse og virkemidler kan dermed i praksis afvige betydeligt fra det oven for beskrevne princip om den optimale afgift. Princippet sætter rammerne for en række kriterier som tilstræber, at reguleringen kommer så tæt på det samfundsøkonomisk optimale som muligt. De vigtigste af disse kriterier behandles nærmere i afsnit I.3 nedenfor.

Ikke vigtigt for effektivitet om "forureneren betaler"

Oven for omtales skatter eller omsættelige kvoter, hvilket leder tanken hen på princippet om, at "forureneren betaler". Det er imidlertid ikke afgørende for opfyldelsen af miljømålet, hvem der bærer omkostningerne ved miljøindsatsen.[2] Ofte vil det være sådan, at det er forureneren, der bærer den umiddelbare omkostning ved en miljørelateret afgift eller en anden form for regulering. Afgiften kan imidlertid ofte helt eller delvis overvæltes på forbrugerne, der derved kommer til at bære en del af den reelle omkostning. Muligheden for overvæltning afhænger af efterspørgslens prisfølsomhed. I visse tilfælde kan myndighederne vælge at give virksomhe-

2) Problemet omkring fordelingen af omkostningerne forbundet med miljøregulering er udførligt behandlet i Coase (1960). Her spiller ejendomsrettighederne en afgørende rolle.

derne et fast beløb som kompensation. Herved kommer skatteyderne til at bære omkostningen.

Princip om "forureneren betaler" i internationale konventioner

I det internationale samfund har der været en del diskussion af problemstillingen om, hvem der skal betale for forureningsreduktion. "Forureneren betaler"-princippet er i dag skrevet ind i flere internationale konventioner, f.eks. Rio-konventionen i 1992, og indgår også som princip i flere EU-traktater. Imidlertid er anvendelsen af princippet forskellig i forskellige sektorer. Eksempelvis anvendes det kun i få lande inden for landbruget, jf. Tobey og Smets (1996).

Fremtiden afvejes mod nutiden

Ofte er gevinsterne ved natur- og miljøpolitik relativt langsigtede forstået på den måde, at mange af omkostningerne afholdes inden for en kort tidshorisont, mens gevinsterne først kommer flere år senere. Det gælder for eksempel ved plantningen af en skov, som først skal vokse til, før den har stor værdi i forhold til biodiversiteten. Når gevinsterne først kommer flere år efter omkostningerne ved et tiltag, skal de forventede fremtidige gevinster tilbagediskonteres, så de kan sammenlignes med omkostningerne i nutiden. En høj diskonteringsrente tillægger nutidens velfærd relativt større vægt i forhold til fremtidens. I Danmark har Finansministeriet hidtil anbefalet at bruge en real diskonteringsrente på 5 pct. ved samfundsøkonomiske analyser, men i regeringsgrundlaget fra oktober 2011 er det angivet, at diskonteringsrenten skal vurderes med henblik på at sænke den, jf. afsnit I.10. Valget af diskonteringsrente illustreres i en konkret sammenhæng i kapitel III om Ægte opsparing i denne rapport.

Irreversibilitet og usikkerhed

Skader på miljøet kan være irreversible …

Forurening kan enten være af midlertidig karakter, så den ophører i det øjeblik, den forurenende aktivitet standser, eller den kan være af en mere permanent karakter, så den ophobes i omgivelserne og kun langsomt forfalder over tid. Trafikstøj er et eksempel på første type, idet den kun opleves i det øjeblik, der er trafik, mens klimaproblematikken er et eksempel på den anden type af forurening, som opstår som følge af akkumulerede mængder af CO_2 og andre drivhusgasser i atmosfæren. Endelig kan nogle former for

miljøpåvirkning være irreversible. Det vil sige, at det ikke er muligt at tilbageføre miljøtilstanden til den oprindelige upåvirkede tilstand. Det gælder for eksempel for uddøde arter, men også i nogen grad for eksempelvis bebyggelse i naturområder.

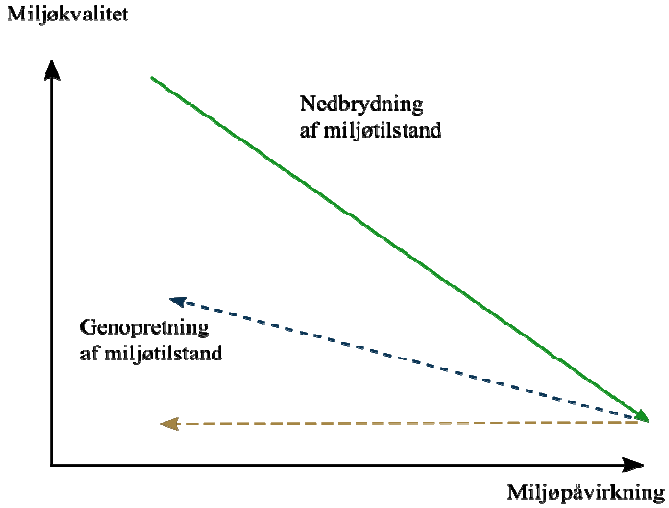
… eller der kan være hysterese i miljøtilstanden

Når miljøpåvirkningen ophobes, kan det betyde, at genopretningen af tilstanden går langsommere end nedbrydningen, når først den forurenende påvirkning reduceres, jf. figur I.2. Den negative miljøpåvirkning fører til en jævn forværring af miljøtilstanden på den faldende fuldt optrukne kurve. Når miljøpåvirkningen reduceres gennem mindsket forurening eller genopretningstiltag, følger miljøkvaliteten imidlertid ikke den samme kurve tilbage, men derimod den blå stiplede kurve. En stigning i miljøpåvirkningen fører således til en større effekt på kvaliteten, end en reduktion i påvirkningen gør. En sådan asymmetri kaldes hysterese i miljøtilstanden og kan for eksempel skyldes, at dele af et økosystem bliver så belastede, at de ikke mere fungerer optimalt efter længere tids påvirkning. Et eksempel kan være fældningen af en gammel løvskov, hvor de tabte naturværdier i form af dyre- og planteliv samt rekreative oplevelser ikke umiddelbart kan genskabes ved en nyplantning. Det tager mange årtier, før skoven vil have samme værdi som den, der blev fældet. Hvis genopretningskurven er helt flad, som den brune stiplede kurve, er der tale om irreversibilitet, hvor reduktion i miljøpåvirkningen ingen effekt har på kvaliteten i miljøtilstanden.

Usikkerhed om gevinster og omkostninger

Der kan være stor usikkerhed om de kausale sammenhænge i økosystemerne, hvilket gør det vanskeligt at forudsige effekterne af forurening og miljøindsats med stor nøjagtighed. Dette er især problematisk, hvis der findes et kritisk niveau af forurening, så forurening over det kritiske niveau fører til meget høje marginale skadesomkostninger i forhold til forurening under dette niveau. Det svarer til, at den marginale skadesomkostningskurve vokser eksplosivt, når forureningen overstiger den kritiske værdi.

Figur I.2 Hysterese i miljøtilstanden



Anm.: Den brune kurve viser en irreversibel tilbagegang i miljøkvaliteten mens den blå kurve afspejler, at genopretningen ikke sker med samme hastighed som nedbrydningen (hysterese).

Kritiske værdier med god information

Et eksempel på kritiske værdier for miljøpåvirkning er udledningen af fosfor. Fosfor kan bindes i fosforfattige jorde og har ikke nogen negativ virkning på miljøet, så længe jorden er i stand til at optage fosforen. Når jorden imidlertid ikke kan optage mere fosfor, begynder stoffet at sive ud i åer, søer og vandløb og kan have negativ indvirkning på vandmiljøet. Det kritiske niveau for fosforudledningen afhænger af bl.a. jordtypen og afstanden til følsomme åer og vandløb.

Kritiske niveauer med mangelfuld information

I andre tilfælde, som f.eks. når det gælder overlevelsen af bestemte arter, kendes det kritiske niveau typisk ikke. Det vides f.eks. ikke præcist, hvor stor gydebiomassen skal være, for at en fiskearts overlevelse kan sikres. Et andet eksempel er klimaproblematikken, hvor der er enighed om den kvalitative sammenhæng mellem mængden af drivhusgas og temperatur, men betydelig usikkerhed om den præcise effekt af øget koncentration af drivhusgasser og den fremtidige temperatur. Her kan der være grund til at anven-

de et "forsigtighedsprincip" og fastsætte en grænseværdi, der mindsker risikoen for at overskride det kritiske niveau.

Investeringer til reduktion af forurening kan blive overflødige

Der kan også være tab forbundet med afholdelse af reduktionsomkostninger, som senere viser sig unødvendige. Det kan ske, hvis der investeres i ny kapital for at rense udledninger, og kapitalen ikke kan anvendes til andre formål, jf. Kolstad (1996). Hvis der opfindes en ny teknologi, som betyder, at forureningen ikke længere forekommer, er disse investeringer tabte, og rensningskapitalen er intet værd. Det taler dermed for en mindre streng miljøpolitik, hvis der er stor sandsynlighed for, at den teknologiske udvikling vil overflødiggøre investeringen.

Irreversibilitet og usikkerhed giver grund til forsigtighed

Hvis irreversibiliteten omhandler forekomsten af et miljøgode, og der er usikkerhed om godets fremtidige værdi, kan der være grund til at øge forureningsbekæmpelsen for at bevare muligheden for at nyde godt af godet i fremtiden.[3] Det er dette hensyn, der lægges til grund for brugen af "forsigtighedsprincippet", som tilsiger, at usikkerheden kommer miljøet til gode, og at forureningen dermed hellere skal reduceres for meget end for lidt. Hvis reduktionsomkostningerne kræver store investeringer i et specifikt kapitalapparat, som hurtigt kan blive forældet, er der dog også grund til at overveje investeringerne nøje. I virkelighedens miljøproblemer vil der ofte være både usikkerhed og irreversibilitet i forhold til såvel investeringer i reduktionen af forureningen som udviklingen i miljøtilstanden, der trækker i hver sin retning i forhold til at implementere en politik.

Information øges over tid

Usikkerheden om, hvordan miljøtilstand, teknologisk udvikling og præferencer ser ud på en given fremtidig dato, mindskes over tid. Efterhånden som effekten af tidligere tiders forurening og forureningsbekæmpende tiltag viser sig, bliver det lettere at vurdere, hvad konsekvenserne vil være af at implementere eller at undlade at implementere en miljøpolitisk indsats. Den bedre information, som frem-

3) Hvis der alene er irreversibilitet i forekomsten af miljøgodet, men ingen usikkerhed om miljøgodets fremtidige værdi, er der ikke nogen grund til at udskyde beslutningen om, hvorvidt miljøgodet skal bevares eller ej.

kommer i den mellemliggende tid, har værdi, så længe der er mulighed for at handle på baggrund af den nye information. Værdien af at bibeholde handlemuligheder i fremtiden omtales i litteraturen som optionsværdien, jf. bl.a. Arrow og Fisher (1974) og Fisher og Hanemann (1990).

Tidlig indsats kan mindske omkostninger ved hysterese

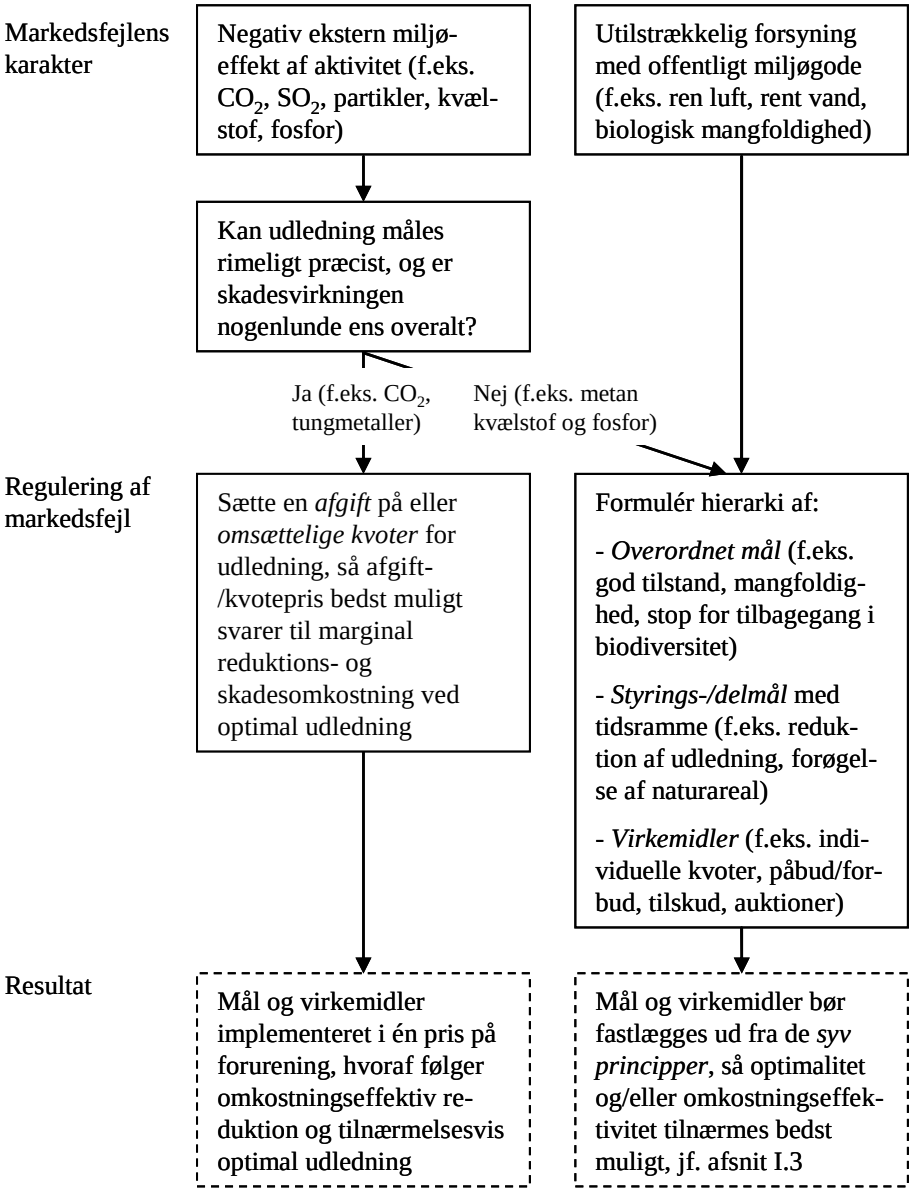
Der kan være forhold, som taler for, at en tidlig indsats kan opveje værdien af at udskyde beslutningen om at reducere forurening. Irreversibilitet og hysterese kan betyde, at miljøindsatsen bør igangsættes hurtigt. Hvis indsatsen udskydes til senere, kan den vise sig at være helt uden effekt eller uforholdsmæssigt meget dyrere for at genoprette den samme miljøkvalitet. Et eksempel på behovet for større indsats, når den udskydes, kan findes på klimaområdet, hvor tidligere analyser viser, at hastigheden, hvormed CO_2-udledningen skal reduceres for at opnå et givent mål, øges kraftigt, når indsatsen påbegyndes senere, jf. De Økonomiske Råd (2010). Beslutningen om at udsætte indsatsen kan i sidste ende blive økonomisk irreversibel. Det kan ske, fordi gevinsterne i form af miljøforbedringer bliver små relativt til omkostningerne, hvis indsatsen igangsættes for sent, jf. også Fisher og Hanemann (1990). Det rette tidspunkt for miljøindsatsen besluttes ved en afvejning af forventede fremtidige gevinster og omkostninger ved forskellige tidshorisonter. Heri skal også indregnes den tabte velfærd, der kunne have været opnået ved at nå målet tidligere og nyde godt af en forbedret miljøtilstand i den mellemværende periode.

Sammenfatning

Miljøindsats har omkostninger og gevinster

Miljøindsatsen har både en række omkostninger og en række gevinster for samfundet. Miljømål skal afspejle samfundets præferencer for miljøtilstanden under hensyntagen til gevinster og omkostninger ved indsatsen. Samfundsøkonomisk fornuftige mål fastsættes i videst mulig omfang således, at de marginale reduktionsomkostninger svarer til de marginale gevinster, der opnås ved reduktionen. Den grundlæggende tankegang er illustreret i figur I.3.

Figur I.3 Regulering af markedsfejl



Anm.: Figuren viser skematisk, hvordan regulering af markedsfejl på miljøområdet afhænger af forureningens karakter.

Et enkelt princip for regulering

Et enkelt princip for regulering består i at sætte en afgift pr. enhed forurening svarende til den marginale skadesomkostning ved det optimale forureningsniveau. Dette princip sikrer omkostningseffektiv regulering, når forureningen har samme marginale skadesvirkning uanset kilden. I praksis er det ikke altid muligt at lægge en afgift på forureningen f.eks. pga. problemer med at måle den relevante udledning. I så fald må reguleringen betjene sig af et hierarki af mere pragmatiske mål, styringsmål og virkemidler, som dog bør fastlægges sådan, at det nævnte princip tilnærmes så tæt som muligt. Usikkerhed, irreversibilitet eller hysterese vil ofte spille en rolle i forbindelse med menneskets påvirkning af miljøet. Det er derfor væsentligt, at beslutninger om miljøindsatsen inddrager disse aspekter i bestemmelsen af, hvor stor indsatsen skal være, og hvornår den igangsættes. De nævnte faktorer taler for et forsigtighedsprincip med en relativ tidlig og vidtgående indsats.

I.3 Miljømål i Danmark: Principper og praksis

Overordnede mål fastsættes i høj grad i EU

Danmark har en lang række mål på forskellige områder inden for miljø og natur. I dette afsnit gives en oversigt over en række af de væsentligste mål for dansk miljøpolitik og en diskussion af vigtige hensyn og overvejelser ved målsætning på miljøområdet. De overordnede mål for miljøpolitikken er hovedsageligt fastsat i internationale konventioner og i forbindelse med EU-samarbejdet, som derfor spiller en afgørende rolle for miljøpolitikken i Danmark. Disse mål er derefter operationaliseret i styringsmål, som enten er fastsat i EU eller nationalt, jf. tabel I.1 og I.2.

Tabel I.1 De væsentligste mål for luft, klima samt natur og biodiversitet i Danmark

	Overordnet mål	EU styringsmål for Danmark	Yderligere nationale styringsmål
Luft	Udledning af skadelige stoffer til luften må ikke give anledning til uacceptable miljø- og sundhedseffekter	Grænseværdier for luftkvalitet (NO_2, ozon og partikler)[b)] Emissionsloft for 2010 (SO_2, NO_x, NH_3 og VOC)[b)]	
Klima	Den globale temperatur bør ikke stige mere end 2° C over det førindustrielle niveau. Danmark skal være uafhængig af fossile brændsler i 2050[a)]	Reduktion i drivhusgasudledningen på 21 pct. i perioden 2008-12 (ift. 1990) Reduktion på 20 pct. i ikke-kvotesektoren i 2013-20 (ift. 2005) Vedvarende energi skal udgøre 30 pct. af det endelige energiforbrug og 10 pct. af energiforbruget i transportsektoren i 2020	Reduktion i bruttoenergiforbruget på 4 pct. i 2020 (ift. 2006) Reduktion af energiforbrug på 75 pct. for nye bygninger i 2020 (ift. 2008) Vedvarende energi skal udgøre 20 pct. af bruttoenergiforbruget i 2011 50 pct. af husdyrgødningen skal udnyttes til biogas i 2020
Natur og biodiversitet	Der skal skabes mere og bedre tilgængelig natur.[a)] I 2020 skal tabet af biodiversitet standses, og natur i tilbagegang skal så vidt muligt genoprettes (udsat fra 2010)	Sikre og genoprette gunstig bevaringsstatus for en række arter og naturtyper i Natura 2000-områderne	Skovarealet øges til 20-25 pct. af samlet areal inden 2089 (ift. 1989) Beskyttelse af ca. 20.000 ha Natura 2000-skov i 2021 10 pct. af samlet skovareal har natur og biologisk mangfoldighed som primært driftsmål inden 2040 Det økologiske areal skal udgøre 15 pct. af landbrugsproduktionen i 2020 I Grøn Vækst kom der en række kvantitative mål for rydning, pleje og skabelse af naturarealer indenfor Natura 2000-områder og §3-arealer[c)]

a) Det overordnede mål er sat i Danmark. De øvrige overordnede mål er sat i internationalt regi enten i EU eller ved internationale konventioner.
b) Størrelsen af grænseværdier og emissionsloftet bliver behandlet i afsnit I.5.
c) §3-arealer er arealer som f.eks. heder, moser, strandenge, mv., som er fredet efter §3 i Naturbeskyttelsesloven, jf. afsnit I.6.

Tabel I.2 De væsentligste mål for vand, kemikalier, støj og affald i Danmark

	Overordnet mål	EU styringsmål for Danmark	Yderligere nationale styringsmål
Vand	Sikre havets levende ressourcer og et bæredygtigt grundlag for fiskeri God tilstand (økologisk og kemisk) i vandløb, søer, kystvande og grundvand	Regulering af fiskeri ved fiskekvoter og forsigtighedsgrænser for gydebiomasse	Kvælstofudledning reduceres med 9.000 ton i 2015 (ift. 2007) Fosforoverskuddet reduceres med 50 pct. i 2015 (ift. 2003) Fosforudvaskning reduceres med ca. 210 ton i 2015 (ift. 2010) Vandindvinding må ikke overstige grundvandsdannelsen
Kemikalier	Forbyde, begrænse eller erstatte alle stoffer, som medfører risiko for skader på miljø og sundhed	Kemikalieregulering gennem REACH[a)]	Behandlingshyppigheden for pesticider skal ned på 1,7 i 2015. Hertil kommer en række supplerende mål om pesticidanvendelsen Grænseværdier for nogle kemikalier
Støj	Mindre støj i byerne		Grænseværdier for nye bebyggelser og nyanlæg
Affald	Reducere den samlede miljøbelastning fra affald, forebygge affaldsdannelsen og reducere tabet af ressourcer	Mål for genanvendelse, indsamling og deponering af forskellige typer af affald	Målet for behandling af de samlede affaldsmængder i 2012 er mindst 65 pct. genanvendelse og højest 6 pct. deponering National skærpet mål for glasemballageaffald: 80 pct. af glasemballageaffald skal genanvendes

a) REACH er EU's kemikalieregulering, som har til opgave at sikre et højt beskyttelsesniveau for mennesker og miljø, uden at europæiske virksomheder mister konkurrenceevne.

Det sjette miljøhandlings-program

Den overordnede ramme for fastsættelse af miljøpolitikken i EU er formuleret i de såkaldte miljøhandlingsprogrammer, som har været bestemmende for udviklingen af EU's miljøpolitik siden begyndelsen af 1970'erne. Det sjette miljøhandlingsprogram, som løber fra 2002 til 2012, indeholder følgende nøglemål og -prioriteringer for miljøområdet:

- at begrænse klimaforandringer med et retningsgivende langsigtet mål om en maksimal global temperaturstigning på 2 °C over det førindustrielle niveau
- at beskytte, bevare, genoprette og udvikle de naturlige økosystemers, naturtypernes, de vilde planters og dyrs normale måde at fungere på med henblik på at standse ørkendannelse og tab af biodiversitet
- at tilvejebringe et miljø, hvor forureningsniveauet ikke medfører skadelige virkninger for menneskers sundhed og miljøet
- at skabe en bedre ressourceeffektivitet og ressource- og affaldsforvaltning for at etablere mere bæredygtige produktions- og forbrugsmønstre, hvorved ressourceudnyttelsen og affaldsdannelsen kobles fra den økonomiske vækst

Overordnede mål implementeres i styringsmål

Disse overordnede retningslinier er alle fulgt op af mere eller mindre konkrete mål og prioriterede indsatsområder gennem specifikke direktiver, som skal implementeres i den nationale lovgivning. De overordnede mål er bredt formulerede, men operationaliseres ved, at der udpeges en række delmål og styringsmål, som skal bidrage til opfyldelsen af det overordnede mål. For nogle af målene er styringsmål fastsat i EU, hvilket gælder eksempelvis for luftforureningsmålene, mens det for andre mål er overladt til de enkelte medlemslande at omsætte målet til nationale styringsmål. For at det skal være muligt at overvåge effekten af miljøindsatsen og sikre, at den er samfundsøkonomisk effektiv, er det vigtigt, at de fastsatte styringsmål opfylder en række kriterier. Nedenfor diskuteres kort en række forskellige principper relateret til at sætte mål på en samfundsøkonomisk hensigtsmæssig måde under hensyntagen til både tilgængelig information om miljøet og potentielle gevinster og omkostninger ved indsatsten.

Syv vigtige principper

Mål skal sættes ud fra en vurdering af, om de:

- er målrettet en markedsfejl, som skal korrigeres
- er rimelige i forhold til miljøskaden og omkostninger ved at reducere påvirkningen
- tager højde for samspil med andre mål og miljøpåvirkninger
- håndterer usikkerheder på en hensigtsmæssig måde
- er konkrete, målbare og har en klar tidsfrist
- modsvarer miljøproblemets geografiske udstrækning
- giver mest mulig fleksibilitet i valget af virkemidler

Nedenfor diskuteres de enkelte principper nærmere og sættes i forhold til eksempler fra dansk miljøpolitik.

Målretning mod markedsfejl

Markedsfejl skaber behov for regulering

Miljøindsatsen har til formål at rette op på de markedsfejl, som betyder, at der er mere forurening, end det er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt. De marginale reduktionsomkostninger forbundet med at reducere en type af forurening varierer ofte mellem sektorer, f.eks. som følge af anvendelsen af forskellige teknologier. En omkostningseffektiv regulering af markedsfejlen forudsætter, at den marginale reduktionsomkostning er den samme for alle forureningskilder. Mange typer af forurening genereres i flere forskellige sektorer og har den samme marginale skadesvirkning, uanset hvilken sektor forureningen kommer fra. Markedsfejlen er i sådanne tilfælde ikke sektorspecifik, og en effektiv regulering af markedsfejlen kræver, at fejlen rettes i alle berørte sektorer op til niveauer, så den marginale reduktionsomkostning er ens alle steder.[4]

Ensartet regulering af samme miljøproblem

I forhold til klimapolitikken er der i EU etableret et kvotesystem for CO_2, hvor kvoter kan handles mellem landene. Dermed sættes der en ensartet pris på CO_2-reduktionerne,

4) For nogle typer af forurening vil dette kriterium ikke føre til omkostningseffektiv regulering. Det gælder forurening, hvor den marginale skadesomkostning ved en given udledning varierer lokalt, f.eks. afhængigt af hvor udledningen sker.

uanset hvor de sker inden for kvotesektoren. Imidlertid er det kun nogle sektorer, der er omfattet af EU's kvotesystem. De ikke-kvoteomfattede dele af økonomien består bl.a. af landbruget, transportsektoren og den individuelle opvarmning, som tilsammen står for en betydelig del af drivhusgasudledningen. Tidligere undersøgelser har fundet, at det i Danmark er væsentligt billigere at reducere CO_2-udledningen i kvotesektoren end i ikke-kvotesektoren, jf. De Økonomiske Råd (2009). Adskillelsen af indsatsen i kvote- og ikke-kvotesektoren begrænser omkostningseffektiviteten. Problemet kan løses relativt enkelt ved f.eks. at tillade køb og destruktion af kvoter i kvotesektoren, som kan modregnes i reduktionsmålet for ikke-kvotesektoren. I Danmark er der flere tilfælde, hvor dele af erhvervslivet pålægges lavere afgifter eller helt fritages for afgifter rettet mod regulering af forurening, som andre dele af erhvervslivet eller husholdningerne er pålagt. Det gælder eksempelvis spildevandsafgiften, som er reduceret for erhverv med store udledninger, jf. Økonomi- og Erhvervsministeriet (2011). Landbrugets udledning af ikke-energirelaterede drivhusgasser er slet ikke pålagt en afgift, mens udledningen af CO_2 i flere andre sektorer er pålagt en afgift eller dækket af EU's kvotesystem. Ved at fritage nogle sektorer fra regulering risikeres, at reduktionen i den samlede forurening ikke opnås omkostningseffektivt.

Styringsmål bør rettes mod markedsfejlen

Det er vigtigt, at styringsmålet rettes direkte mod markedsfejlen, som forårsager forureningen. Det danske mål om at reducere bruttoenergiforbruget er et eksempel på et mål, der ikke lever op til dette princip. Målet om at reducere energiforbruget med 4 pct. inden 2020 i forhold til 2006 tager således ikke højde for, at det er CO_2-udledning, som er skadelig og ikke energiforbrug i sig selv. Skadesvirkningen afhænger af, hvordan energien produceres, idet kun nogle typer af energiproduktion fører til CO_2-udledning. Hvis energiforbruget dækkes af vedvarende energi, er der således ingen negativ afledt effekt på verdens klima som følge af energiforbruget.

Sammenhæng mellem overordnet mål og styringsmål

For lavt udbud af miljøgoder, som har karakter af at være offentlige goder, er ligeledes utryk for en markedsfejl.[5] Her er det vigtigt, at de konkretiserede styringsmål er udformet, så de medvirker til at opfylde det overordnede mål. Eksempelvis er der i Danmark et mål om at fordoble skovarealet med det formål at øge naturværdierne i Danmark. Målet tager imidlertid ikke højde for, at en skov er en meget heterogen størrelse, og at der er stor forskel på naturværdierne alt efter driftsform og træsorter. Et mere effektivt styringsmål vil være rettet mod den type af værdier, som det ønskes at skabe mere af og bevare. Kun for en lille del af skovarealet findes der specifikke mål rettet mod anvendelsen af skoven, eksempelvis målet om at 10 pct. af skovarealet skal have naturformål i 2040. Et andet eksempel på et styringsmål, som ikke er særlig tæt knyttet til et konkret, overordnet mål, er styringsmålet om at øge andelen af økologisk jordbrug. Der er stor variation i de miljømæssige gevinster ved en omlægning til økologisk jordbrug, da gevinsterne afhænger af eksempelvis beliggenhed i forhold til følsomme vandoplande eller grundvandsmagasiner.

Rimeligt forhold mellem omkostninger og gevinster

Vurdering af omkostninger og gevinster

Mål og styringsmål skal være rimelige i forhold til miljøskaden og omkostningerne ved at reducere skadespåvirkningen. Målene skal således komme så tæt som muligt på at leve op til princippet om, at de marginale reduktionsomkostninger svarer til de marginale skadesomkostninger, som beskrevet i afsnit I.2. Ideelt set kræver fastsættelse af et mål derfor fuldstændig kvantificering af værdien af marginale gevinster og omkostninger ved miljøindsatsen (first best). Imidlertid er de marginale skadesomkostninger ikke kendte med nøjagtighed for størstedelen af miljøpåvirkningerne. Det samme gør sig gældende for de marginale reduktionsomkostninger, som heller ikke altid er kendte på for-

5) Et offentligt gode er et gode, som er karakteriseret ved, at det er vanskelligt eller umuligt at udelukke nogen fra at nyde godt af det, samt at den enkeltes anvendelse af godet ikke forhindrer andre i at anvende det på samme tid. Eksempler på offentlige miljøgoder er ren luft, rent grundvand og biodiversitet.

hånd. Det betyder, at politiske mål for miljøtilstanden ofte fastsættes på baggrund af viden om det fysiske eller biologiske grundlag uden at kvantificere gevinster og omkostninger. Når målet er sat, kan en omkostningseffektivitetsanalyse som det næstbedste (second best) anvendes for at finde den billigste måde at nå de givne mål, jf. Baumol og Oates (1988). I en omkostningseffektivitetsanalyse bør den forventede effekt af forskellige tiltag på miljøpåvirkningen opgøres kvantitativt eller som minimum beskrives kvalitativt, jf. Schou mfl. (2005).

Effektvurderinger påkrævet i EU ved nye tiltag

Mange danske mål er fastsat for at leve op til forpligtelser i EU. For målene i det sjette europæiske miljøhandlingsprogram er der udført en række overordnede analyser af samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster ved miljøindsatsen, jf. Pearce mfl. (2000). Siden 2003 har der været et krav om, at der skulle udarbejdes effektvurderinger (Impact Assessments) i forbindelse med større tiltag fra EU-Kommissionen, jf. boks I.1. Heri skal indgå relevante vurderinger af, hvor meget de gennemførte tiltag kan forventes at påvirke miljøtilstanden, og hvilke omkostninger de har. For langt størsteparten af de direktiver, som er vedtaget siden 2003, er der derfor foretaget en sådan effektvurdering.

Omkostningsanalyser før og efter indsatsen iværksættes

I forbindelse med en række af EU's direktiver er det et krav, at der skal udføres omkostningseffektivitetsanalyser af indsatsen for at sikre, at indsatsen sker så billigt som muligt. Det gælder eksempelvis for vandrammedirektivet og kemikaliedirektivet (REACH). Analyser af omkostningerne og gevinsterne ved et tiltag kan belyse rimeligheden af et mål, når de opgøres ex ante. Efter en indsats er gennemført eller undervejs, er der dog også god mening i at gennemføre evalueringer, som ex post opgør reduktionsomkostningerne og gevinsterne så vidt muligt. Det giver mulighed for at lære af erfaringerne med forskellige virkemidler på et område, jf. European Commission Directorate-General Environment (2009). I Danmark har eksempelvis vandmiljøplan II og III i høj grad bygget på erfaringerne fra implementeringen af forgængeren.

Intet dansk krav om økonomiske konsekvens-vurderinger

I Danmark er der ikke krav om, at der i forbindelse med nye miljømål skal foretages økonomiske konsekvensvurderinger. Imidlertid er der i de seneste år foretaget et stigende antal analyser af omkostninger og/eller gevinster ved forskellige miljøtiltag. I langt de fleste tilfælde er cost-benefit analyserne dog begrænset til at vurdere potentielle gevinster ved specifikke, lokale tiltag. Der foreligger efterhånden også adskillige omkostningseffektivitetsanalyser eller opgørelser af de samfundsøkonomiske gevinster ved reduceret forurening inden for visse miljøområder, som er lavet i Danmark. Der er dog stor forskel på, hvor velbelyste forskellige miljøområder er. Generelt tegner sig et billede af, at de miljøproblemer, som er lette at måle, f.eks. luftforurening, er velbelyste, mens miljøområder, hvor der er indsamlet mindre data, f.eks. natur og biodiversitet, er mindre velbelyste.

Mål uden samfunds-økonomisk konsekvens-vurdering

Der er en række danske miljømål, som ikke er blevet belyst ved samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. Det gælder især inden for naturområdet, hvor omkostningerne og gevinsterne ved eksempelvis målene om fordobling af skovarealet og forøgelsen af arealet med økologisk jordbrug ikke er vurderede som en del af beslutningsgrundlaget. Styringsmålet for behandlingshyppighed for pesticider er fastsat ud fra en driftsøkonomisk betragtning af, hvor meget behandlingshyppigheden kunne reduceres uden at reducere bedrifternes indtjening, jf. Bichel-udvalget (1998). Det samfundsøkonomisk optimale kan afvige betydeligt fra, hvad der ud fra en driftsøkonomisk betragtning er optimalt, idet sidstnævnte ikke tager højde for afledte effekter på omgivelserne af f.eks. pesticidanvendelsen.

Boks I.1 Evaluering af EU's effektvurderinger

Kravet om effektvurderinger (Impact Assessments) i forbindelse med Kommissionens politikforslag blev indført i 2003. Inden Kommissionen fremlægger forslag om et nyt initiativ, skal de eventuelle sociale, økonomiske og miljømæssige konsekvenser, det kan have, vurderes. Effektvurderingerne har til opgave at forenkle beslutningstagningen og øge kvaliteten af Kommissionens udspil. Omfanget af effektvurderingen afhænger af tiltagets størrelse, således at større tiltag med væsentlige forventede konsekvenser for eksempelvis miljø, konkurrenceevne mv. skal undersøges mere dybdegående end mindre tiltag. Økonomiske konsekvensvurderinger er en væsentlig del af analysen i en lang række af effektvurderingerne.

Effektvurderingssystemet blev evalueret i 2010 af den Europæiske Revisionsret. Generelt vurderedes det, at effektvurderingerne havde bidraget til bedre regulering især i de senere år. Siden kravet blev indført, er effektvurderingernes kvalitet forbedret, bl.a. ved at øge antallet af vurderede alternativer til den foreslåede indsats. Der var imidlertid stadig plads til forbedringer både i gennemførelsen af analyser og i brugen i forbindelse med reguleringsarbejdet, jf. Den Europæiske Revisionsret (2010).

Grænseværdier sættes ofte uden økonomisk vurdering

I mange situationer arbejdes med grænseværdier for forurening. Det kan eksempelvis være grænseværdier for luftforurening eller for støjniveau, men også for anvendelsen af kemikalier. Grænseværdier kan være fornuftige at bruge i sammenhænge, hvor det er sandsynligt, at forurening over et kritisk niveau vil føre til stærkt øgede skadesomkostninger, jf. også afsnit I.2. I Danmark sker fastsættelsen af grænseværdier ofte ud fra et ønske om at minimere sandsynligheden for, at mennesker oplever negative helbredseffekter af miljøpåvirkningen, jf. Miljøstyrelsen (2006). Derudover kan grænseværdier fastsættes ud fra et ønske om at undgå andre gener for en større del af befolkningen, f.eks. i forhold til lugt eller smag. Samfundsøkonomiske analyser af gevinster og omkostninger indgår således ikke altid ved fastsættelsen af grænseværdier, som i stedet sættes ud fra politiske vurderinger af, hvad der er acceptabelt eller teknologisk muligt, eksempelvis grænseværdien for pesticidrester i grundvandet, jf. afsnit I.7.

Samspil med andre mål og miljøpåvirkninger

Målsætning med øje for afledte effekter

Styringsmålene bør være udformet, så de tager højde for sammenhænge og interaktioner i miljø- og naturtilstanden. Ofte er sammenhængene i de forskellige økosystemer komplicerede, ligesom forskellige stoffer kan være ufarlige hver for sig, mens kombinationen kan have skadelige virkninger på miljø eller helbred. I forbindelse med kemikalier er der megen diskussion af denne såkaldte "cocktail-effekt", som opstår, når forskellige stoffer interagerer. For nyligt er der ligeledes kommet større fokus på den rolle, landbrugets ammoniakudledning spiller i forbindelse med helbredseffekterne af luftforurening, fordi ammoniakken går i forbindelse med andre forurenende stoffer og omdannes til partikler i atmosfæren. Disse kan føre til øget forekomst af forskellige luftvejs- og hjertekarsygdomme, jf. Brandt mfl. (2011).

Synergi i at sammentænke regulering af flere miljøproblemer

I andre tilfælde kan det samme virkemiddel tilvejebringe flere miljøgoder på én gang. Det gælder bl.a., når en skov giver folk i nærområdet en række rekreative oplevelser og samtidig lagrer CO_2. Der kan dog også være tilfælde, hvor forskellige miljøproblemer er vanskellige at tilgodese samtidig. Eksempelvis er trafikstøj og trængsel to miljøproblemer, som tilsiger modsatrettede tiltag. Trængslen vil reduceres ved at sprede trafikken på flere timer og flere veje, men en spredning af trafikken vil netop betyde, at flere udsættes for trafikstøj på skæve tider af døgnet, jf. De Økonomiske Råd (2011).

Konsistens mellem styringsmål

I nogle tilfælde kan flere styringsmål rettes mod samme miljøproblem. Det gælder eksempelvis for EU's klimapolitik, hvor der både er fastsat kvoter for CO_2-udledningen gennem kvotesystemet og mål for andelen af vedvarende energi (VE) i energiforbruget. En højere pris på CO_2-kvoter stimulerer i sig selv en øget brug af energiformer, som ikke udleder CO_2 under produktionen. Imidlertid kan det selvstændige mål for VE føre til, at der igangsættes en separat indsats for at øge andelen af VE i energiproduktionen for eksempel gennem støtte til vindenergi. Når andelen af VE øges falder efterspørgslen efter CO_2-kvoter, hvilket fører til en lavere pris på kvoterne og dermed mindre incitament til

at reducere udledningen. På den måde kan VE-målene gøre kvotesystemet mindre effektivt og i sidste ende føre til en mindre omkostningseffektiv regulering af drivhusgas-udledningen.

Håndtering af usikkerhed

Mere viden om miljøproblemer kan forbedre mål

Forudsætningen for at opstille samfundsøkonomisk fornuftige styringsmål er tilstedeværelsen af tilstrækkeligt kendskab til miljøproblemet. I nogle tilfælde er kendskabet til sammenhængene i økosystemet imidlertid begrænset. Det kan betyde, at der fastsættes styringsmål, som ikke bidrager til opfyldelse af det overordnede mål, f.eks. fordi der er andre påvirkninger, som i større omfang er årsag til den dårlige tilstand. I andre tilfælde kan manglende indsigt i sammenhængene betyde, at der fastsættes mål, som er umulige at opfylde i praksis på grund af biologiske eller fysiske forhold. I mange tilfælde er det nødvendigt at se på helheden for at bestemme, hvad de relevante styringsmål er. Et eksempel er den store fokus på kvælstofbelastning i vandmiljøet, som har været kritiseret for at undervurdere påvirkningen fra andre faktorer, jf. f.eks. OECD (2007). Når ikke der er tilstrækkeligt kendskab til effekterne af en miljøpåvirkning, kan der dog være god grund til at gøre brug af et "forsigtighedsprincip", hvis de potentielle skader er irreversible, jf. afsnit I.2.

Mål om tilstand frem for påvirkning

Målet om en "god økologisk tilstand" i vandmiljøet er et eksempel på, hvordan det forsøges at tage højde for usikkerhed om sammenhængene i miljøet i formuleringen af målet. Tidligere mål for vandmiljøet var rettet mod at reducere udledningerne til vandmiljøet, men effekten af disse var ikke, at en god tilstand blev opnået, bl.a. fordi der er stor variation lokalt i behovet for en reduktion af miljøpåvirkningen. Det nyeste mål fra EU's vandrammedirektiv tager konsekvensen af både den manglende viden og store lokale variation i følsomhed og miljøpåvirkning i vandoplandene ved at rette målet mod tilstanden og uddelegere vurdering af indsatsbehov og implementering til nationale

og lokale myndigheder.[6] Det kan være hensigtsmæssigt således at forskubbe løsningen af problemet til det "mest vidende" niveau. Selve indsatsen til målopfyldelse kræver dog, at målet operationaliseres i en række styringsmål, som er mere konkrete og målbare, jf. nedenfor.

Usikkerhed om fremtidige økonomiske konsekvenser

Udover usikkerhed omkring de økologiske sammenhænge kan der også være usikkerhed om de økonomiske konsekvenser af forureningen. Eksempelvis kan klimaforandringer føre til øgede nedbørsmængder, men det er vanskelligt at sige, hvordan fremtidens samfund vil tilpasse sig forandringerne, og dermed hvilke omkostninger de har. De præcise omkostninger ved at opnå en given reduktion i forureningen i fremtiden kan ligeledes være forbundet med usikkerhed. Denne usikkerhed om fremtidig teknologi og fremtidige præferencer er også væsentlig, når beslutninger om miljøpolitik skal tages, jf. Pindyck (2007).

Kontrollerbare mål med klar tidsfrist

Konkrete mål kan kontrolleres

De overordnede mål for miljøpolitikken er ofte relativt bredt formuleret og vil derfor ofte forudsætte fastsættelse af mere specifikke styringsmål. Det er væsentligt, at styringsmålene er både konkrete og målbare af hensyn til løbende evaluering af målopfyldelsen og de valgte virkemidler. Der er stor variation i, hvor konkrete styringsmålene er for forskellige miljøområder. For luftforurening er der eksempelvis fastsat grænseværdier, mens de overordnede mål for dansk natur og biodiversitet først i forbindelse med Grøn Vækst i 2009 blev udmøntet i konkrete styringsmål, jf. Regeringen og Dansk Folkeparti (2009). Når målene er ukonkrete, og der ikke findes styringsmål, kan det være vanskeligt at igangsætte en målrettet indsats eller at evaluere, om indsatsen på området er tilstrækkelig.

6) Det er i vandrammedirektivet angivet, at der undtagelsesvist kan afviges fra målet om god økologisk tilstand, hvis omkostningerne ved at nå en sådan tilstand er for høje i forhold til gevinsterne. Der er endvidere en tidsplan for, hvornår de nationale indsatsplaner skal foreligge.

Tidshorisont for målopfyldelse

Det er af flere årsager vigtigt, at et mål følges op af en konkret tidshorisont for målopfyldelsen. Udover at fastsættelsen af en tidsfrist er vigtig for at muliggøre kontrol af, om målet opfyldes, kan den også sende et signal til relevante aktører om, hvordan fremtidig regulering tegner sig, og hvor hurtigt det vil gå med f.eks. at stramme miljøkrav. For eksempel giver et mål om, at udledningen af drivhusgasser fra ikke-kvotesektoren skal reduceres med 20 pct. inden 2020 en klar indikation af, at der med tiden vil komme strammere krav og/eller højere afgifter på adfærd, som genererer udledninger, hvis reduktionen i udledningerne går for langsomt. Den præcise tidsangivelse for målet øger sandsynligheden for, at investeringer i forskning og udvikling i teknologier rettet mod at mindske udledningen vil vise sig at være profitable i fremtiden. På den måde stimuleres forskningen gennem forventningsdannelsen. Det kræver imidlertid, at målene er troværdige, så det forventes, at politikken vil understøtte opfyldelsen. Her er tilstedeværelsen af målrettede virkemidler til at nå målet med til at understøtte troværdigheden. Ligeledes er det vigtigt løbende at følge op på, om målet vil kunne overholdes med den nuværende udvikling, eller om der er behov for øget indsats. Hvis tidsfristen for mål ofte overskrides uden konsekvens, er signalværdien af at sætte mål ringe.

Miljøproblemets geografiske udstrækning

Miljøproblemer kan være lokale, regionale eller globale

Der findes både globale miljøproblemer, f.eks. klimaforandringer, regionale, f.eks. havmiljøet i Østersøen, og lokale miljøproblemer, f.eks. tilstrækkeligt udbud af rekreative goder eller trafikstøj. Det rette forum for fastsættelse af mål afhænger af, hvor gevinsten ved at nå målet falder, og hvor miljøpåvirkningen genereres. Rekreative goder kan således med fordel håndteres af kommuner, som kender lokale forhold og behov, mens det for andre problemer, som overskrider kommunegrænserne, kan være nødvendigt, at staten koordinerer miljøindsatsen og fastsætter mål for miljøtilstanden. Det giver eksempelvis ikke så meget mening for én kommune at forsøge at reducere forurening af en sø eller fjord, hvis forureningen kommer fra en å, som løber gennem andre kommuner, der ikke gør en indsats.

Internationale problemer kræver koordineret indsats

I tilfælde med miljøproblemer, som overskrider landegrænser, er der behov for, at alle involverede parter koordinerer indsatsen, for at målet kan opnås. Det gælder for eksempel i forhold til udledningen af drivhusgasser, men også i udnyttelsen af fornybare ressourcer som fiskebestande, der findes i flere landes farvande. De områder, hvor EU har angivet konkrete styringsmål for udledningerne, er netop sådanne grænseoverskridende miljøproblemer, som luftforurening og udnyttelsen af fiskeriressourcen. Her vil det ikke give mening for Danmark at arbejde for at reducere påvirkninger af miljøtilstanden nationalt uden at koordinere med andre lande. Forhandlinger af internationale aftaler til reduktion af internationale forureningsproblemer er dog ofte vanskelige, idet byrderne ved at gennemføre forureningsreduktionen skal fordeles mellem landene. Dette problem er udførligt diskuteret i kontekst af klimaproblemet i kapitlet om klimapolitik i De Økonomiske Råd (2010).

Konkurrencevilkår kan også påvirkes af miljøregulering

I andre tilfælde er det ikke nødvendigvis miljøpåvirkningen, der tilsiger koordination internationalt. Eksempelvis kan konkurrencehensyn betyde, at det er fornuftigt at regulere udledningerne fra forskellige sektorer ens internationalt, så miljøreguleringen ikke skader konkurrencevilkår. Uden ensartet regulering af forurening på tværs af landegrænser risikerer man også, at den forurenende aktivitet bare flytter til et andet land med mindre strenge krav, når regulering indføres, så den samlede forurening ikke påvirkes af reguleringen i det enkelte land. Behovet for at koordinere er afspejlet i oprindelsen for flere af de danske mål. Langt de fleste mål kommer således fra EU-direktiver eller internationale konventioner, som Danmark har tilsluttet sig.

Fleksibilitet i valg af virkemidler

Fleksibilitet i virkemidler til målopfyldelse

Generelt bør et styringsmål være fastlagt, så der er mest mulig fleksibilitet i valget af virkemidler. Dermed sikres, at målet kan nås omkostningseffektivt. Den billigste måde, hvorpå miljøpåvirkningen kan mindskes i den enkelte virksomhed eller husholdning, afhænger oftest af de specifikke forhold, som kendes bedst af den enkelte selv. Et godt styringsmål skal derfor ikke fastlægge valget af konkrete virkemidler, men overlade det til aktørerne, som bedre

kender omkostningerne og effekten af forskellige virkemidler.

EU's kvotesystem er fleksibelt og omkostnings-effektivt

Samme ræsonnement ligger bag anvendelsen af økonomiske virkemidler som afgifter eller omsættelige kvoter. Et internationalt eksempel på, hvordan fleksibel regulering gennem omsættelige kvoter kan sænke omkostningerne ved at nå et mål, er EU's system for CO_2-kvoter. Kvotesystemet lægger en øvre grænse på CO_2-udledningen i de kvoteomfattede sektorer på europæisk plan og indebærer, at de omfattede virksomheder skal have en kvote for hver enhed CO_2, de udleder. Den samlede mængde kvoter er politisk fastlagt og lavere end den udledning, som ville være fremkommet uden regulering. Derfor er virksomhederne villige til at betale for en kvote, der giver ret til at udlede CO_2, hvis det koster mere at reducere udledningen end prisen på kvoten. Omvendt er virksomheden villig til at sælge kvoten, hvis det koster mindre at reducere udledningen end prisen på kvoten. Da prisen på kvoter er den samme overalt, sikrer systemet, at reduktionerne sker der, hvor de er billigst at foretage, hvorved den samlede reduktion sker omkostningseffektivt. Samtidig betyder kvotesystemet, at lande, hvor det er billigt at reducere udledningen, kan sælge kvoter til lande, hvor det er dyrt at reducere udledningen. Derved bliver alle deltagende lande bedre stillet, end de ville have været, hvis de skulle opnå målene om reduktion af CO_2-udledningen nationalt.

Sammenfatning

Langt de fleste miljømål kommer fra EU

Langt de fleste af de overordnede mål for miljøtilstanden er besluttet på internationalt plan, enten ved internationale konventioner eller i EU. Derved tages højde for både det grænseoverskridende aspekt i flere miljøproblemer og konkurrencehensyn for de regulerede sektorer.

Øget fokus på målretning og omkostnings-effektivitet i EU

Der er også tegn på, at målene fra EU er blevet bedre rettet mod miljøproblemerne i løbet af perioden 2000-10. Det gælder eksempelvis for vandrammedirektivet, hvor målet nu er rettet mod tilstanden frem for påvirkningen af tilstanden, som det tidligere var tilfældet. Dertil kommer, at der i EU's direktiver i stigende grad er krav om vurdering af omkost-

ningseffektivitet ved implementeringen. Danske mål, som målet om en fordobling af skovareal og mere økologi, er derimod eksempler på mål, som ikke er målrettede nok i forhold til at opnå en forbedring af miljøtilstanden. De er ligeledes fastsat uden at tage højde for omkostningerne og gevinsterne ved at nå målene.

Fokus på tidsfrister men ikke altid opfølgning

Der er i Danmark og i EU betydelig fokus på behovet for faste tidsfrister for målopfyldelsen. Faste tidsfrister bidrager til, at der kan opnås en positiv effekt på forskning og udvikling. Imidlertid har der været en skævhed i forhold til, hvilke mål, der blev fulgt op på. Særligt klimaproblematikken har fyldt meget i de seneste år. Derimod er der først kommet konkrete styringsmål med faste tidsfrister for dele af naturpolitikken i Danmark i forbindelse med Grøn Vækst-aftalen i 2009. Indtil da var der meget få styringsmål rettet mod at opfylde målene vedrørende biodiversitet og det danske mål om mere og bedre natur.

Plads til forbedring blandt eksisterende mål

I Danmark gælder en række mål, der ikke eller kun i begrænset omfang lever op til de syv principper, som omtales i dette afsnit:

- Bruttoenergiforbrug sænkes med 4 pct. (manglende målretning)
- Skovareal fordobles (manglende målretning og fravær af cost benefit analyse)
- Andel af økologisk landbrugsareal fordobles (manglende målretning og fravær af cost benefit-analyse)
- Reduktion af belastningsomfang for pesticider (driftsøkonomisk frem for samfundsøkonomisk omkostningsanalyse)
- Mål om øget andel af VE i energiforbruget (tager ikke højde for EU's kvotesystem)

Fra EU er der derudover:

- Mål for reduktion i kvote og ikke-kvotesektoren (manglende fleksibilitet og uensartet regulering af samme miljøproblem)

Flere af de gældende danske mål kan således blive mere målrettede, ligesom en øget brug af samfundsøkonomiske analyser kan muliggøre en mere omhyggelig overvejelse af, hvordan målene bør sættes og kan opnås billigst muligt.

I.4 Arbejdsdelingen i miljøindsatsen

Arbejdsdelingen i dansk miljøpolitik i de seneste ti år

Som nævnt i forrige afsnit besluttes mange af miljømålene på EU-niveau. På enkelte områder er der dog opsat rene eller supplerende danske mål. Fælles for målene er, at det i høj grad er op til de danske politikere og myndigheder at sikre opnåelsen. Administrationen af den danske lovgivning på miljø- og naturområdet foregår i regi af stat, regioner og kommuner. Udover den offentlige indsats er der en række private aktører, som igennem det seneste årti har fået en mere aktiv rolle i miljøpolitikken med bl.a. køb, forvaltning og genopretning af naturarealer. I dette afsnit gives et overblik over arbejdsdelingen på miljøområdet i den offentlige sektor, herunder de ændringer, der er sket i forbindelse med Strukturreformen pr. 1. januar 2007. Derudover beskrives udviklingen i private aktørers indsats på miljøområdet og rammerne for denne.

Arbejdsdelingen i den offentlige sektor på miljøområdet

Administration af lovgivningen er opbygget omkring et nærhedsprincip

Administrationen af den danske lovgivning er i vid udstrækning bygget op omkring et såkaldt nærhedsprincip, hvor administrationen af et specifikt område søges decentraliseret så meget som muligt, jf. Miljø- og Energiministeriet (1999). I arbejdsdelingen mellem stat, regioner og kommuner står staten for udformningen af lovgivning og har det overordnede myndighedsansvar for en række nationale og særligt komplicerede miljøopgaver, mens selve forvaltningen af miljølovgivningen er placeret decentralt hos kommuner og regioner. Før Strukturreformen i 2007 lå en stor del af opgaverne på natur- og miljøområdet hos amterne, jf. boks I.2.

Boks I.2 Strukturreformen og opgavefordeling på miljø- og naturområdet

Strukturreformen, der blev realiseret pr. 1. januar 2007, indebærer, at antallet af kommuner er reduceret fra 271 til 98, og at landets amter er blevet nedlagt og erstattet af fem regioner. Inden Strukturreformen blev en stor del af de konkrete miljøopgaver varetaget i regi af både kommuner og amter (og enkelte i staten), mens opgaver på naturområdet overvejende blev behandlet af amterne. De nedlagte amters miljø- og naturopgaver er overflyttet til de nye kommuner og staten, herunder til syv nye, statslige miljøcentre. Sigtet er, at konkrete borgerrettede opgaver i højere grad skal samles i kommunerne, mens staten skal varetage de opgaver, hvortil der knytter sig væsentlige nationale og internationale natur- og miljøinteresser, eller som forudsætter specialviden og kun forekommer relativt sjældent. En stor del af opgaverne i forbindelse med naturforvaltning havde kommunerne på overtagelsestidspunktet kun begrænset erfaring med.

Fordelingen af miljøopgaver mellem regioner og kommuner

Regionerne har til opgave at udarbejde regionale udviklingsplaner i tillæg til særlige opgaver på jordforureningsområdet. Hovedparten af forvaltningen af natur- og miljølovgivningen og ansvaret for de konkrete, borgerrettede myndighedsopgaver er i dag placeret hos kommunerne, som dermed fungerer som indgangen for borgere og virksomheder til myndighederne på natur- og miljøområdet, jf. boks I.3.

Statslig forvaltning varetages af Miljøministeriet og dets styrelser

Den statslige natur- og miljøforvaltning varetages overvejende af Miljøministeriet, som består af tre styrelser: Miljøstyrelsen, Naturstyrelsen samt Kort- og Matrikelstyrelsen, der udarbejder lovgivning og varetager administration og kontrol indenfor hvert deres område. Desuden varetages dele af den statslige miljø- og naturindsats af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri samt Klima- og Energiministeriet. Endelig er Finansministeriet og Skatteministeriet bl.a. involveret i forbindelse med miljørelaterede skatter og subsidier, ligesom Erhvervs- og Vækstministeriet arbejder med rammerne omkring grøn erhvervsudvikling.

Boks I.3 Eksempler på miljøopgaver i stat, regioner og kommuner

Staten

- Overordnet ansvar for miljøregulering, naturforvaltning og landsplanlægning
- Miljøgodkendelser for og miljøtilsyn med de potentielt mest forurenende virksomheder[a]
- Udarbejdelse af Natura 2000- og vandplaner

Regioner

- Regionale udviklingsplaner
- Opgaver vedrørende jordforurening[a]
- Kortlægning og planlægning af råstofindvinding[a]

Kommuner

- Miljøbeskyttelsesloven
  - Beskyttelse af jord og grundvand
  - Spildevands- og affaldsbortskaffelse
  - Miljøtilsyn og -godkendelse af særligt forurenende virksomheder[a]
- Naturbeskyttelsesloven
  - Registrering, tilsyn og dispensation i forbindelse med beskyttede naturtyper herunder administrationen af internationale naturbeskyttelsesområder[a]
  - Administration af bygge- og beskyttelseslinjer[a]
  - Godkendelse af visse offentlige anlæg i det åbne land[a]
  - Administration af reglerne om offentlighedens adgang til det åbne land[a]
- Planloven
  - Ansvaret for planlægningen i det åbne land og byplanlægning samt myndighed for Vurdering af Virkning på Miljøet, VVM[a]
- Miljømålsloven
  - Udarbejde og implementere handleplaner, som skal sikre opfyldelse af vand- og Natura 2000-planer
- Havmiljøloven
  - Bekæmpelse af olie- eller kemikalieforurening i havne og på kyst strækninger
  - Udarbejdelse af beredskabsplaner samt underretning om disse planer

a) Opgaver fra amterne i forbindelse med strukturreformen i 2007.

Boksen er udarbejdet med inspiration fra Danmarks Statistik (2010), Kommunernes Landsforening (2005) og Miljøministeriet (2005).

Miljøstyrelsen varetager overordnet miljøbeskyttelse

Miljøstyrelsens opgaver omfatter overordnet set den danske miljøbeskyttelse, herunder bekæmpelse af forurening af luft, vand, jord og undergrund, håndtering af affald samt en række tilsyns- og kontrolopgaver i relation til bl.a. kommunerne. Kort- og Matrikelstyrelsen er primært ansvarlig for indsamlingen af geografiske oplysninger om både land og hav, ligesom matrikelregistret er placeret her med oplysninger om skel, ejerskab og eventuelle tinglyste begrænsninger på matriklens anvendelse.

Naturstyrelsen udmønter natur- og planpolitikken

Naturstyrelsen, som blev oprettet 1. januar 2011 med sammenlægningen af Skov- og Naturstyrelsen og By- og Landskabsstyrelsen, har til opgave at udmønte den danske natur- og planpolitik. Styrelsens opgaver omfatter bl.a. beskyttelse, pleje og genopretning af natur, overordnet planlægning af byer og landskaber, jagt- og vildtforvaltning samt myndighedsopgaver i forbindelse med det private skovbrug. Derudover står Naturstyrelsens 21 lokale enheder for forvaltningen af de statsejede naturområder herunder statsskovene.

Tre miljøcentre repræsenterer staten lokalt

I tillæg til de tre styrelser under Miljøministeriet er der tre statslige miljøcentre i Århus, Odense og Roskilde. Disse har bl.a. til opgave at føre tilsyn med kommune- og lokalplaner, særligt forurenende virksomheder samt opgaver relateret til Vurderinger af Virkninger på Miljøet (VVM).

NaturErhvervstyrelsen administrerer Landdistriktsprogrammet

I Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri står NaturErhvervstyrelsen for forvaltningen af det danske Landdistriktsprogram, hvorunder hører hovedparten af de danske tilskudsordninger til naturforvaltning, jf. boks I.4. NaturErhvervstyrelsen administrerer bl.a. de mange tilskudsordninger med medfinansiering fra EU, som er rettet mod landbrugets arealanvendelse. Derudover fører styrelsen tilsyn med, at landbruget lever op til kravene om krydsoverensstemmelse i forbindelse med udbetalingen af den generelle landbrugsstøtte fra EU.[7]

7) Krydsoverensstemmelse blev indført med virkning fra 2005 og indebærer, at støtte til landmanden kædes sammen med overholdelse af en række eksisterende love og regler. Der er i alt 117 regler vedr. bl.a. miljø, sundhed eller dyrevelfærd. Ved manglende overholdelse af bestemmelserne foretages et fradrag i den direkte eller miljøbetingede støtte til landmanden.

Boks I.4 EU's Landdistriktspolitik

EU's landbrugspolitik kan opdeles i to dele: Søjle I omfatter pris- og markedspolitikken samt ordningerne for direkte støtte. Søjle II består af landdistriktspolitikken.

Landdistriktspolitikken implementeres i nationale Landdistriktsprogrammer. I alt fik Danmark i 2006 en ramme fra EU til Landdistriktsprogrammet på knap 4,3 mia. kr. over 6 år, hvoraf knap 1 mia. kr. er overført fra enkeltbetalingsordningen ved det, som kaldes "modulation". Enkeltbetalingsordningen betegner den direkte indkomststøtte fra EU til landmænd. Medlemsstaterne skal selv medfinansiere projekter under Landdistriktsprogrammet. EU finansierer i gennemsnit 53 pct. af grundbevillingen og 75 pct. af de modulerede midler. Dermed har Danmark samlet set en mulig rammebevilling på 7,6 mia. kr. for den samlede landdistriktspolitik i perioden 2007-13. I EU arbejdes der i øjeblikket på det kommende Landdistriktsprogram, som skal gælde frem mod 2020, jf. afsnit I.10 om de kommende års miljøpolitik.

EU's Landdistriktsprogram var oprindeligt rettet mod at fremme investeringer og strukturudvikling i landbruget. Senere blev det åbnet for en række miljøordninger, og der blev givet mulighed for at målrette midler mod særligt ugunstigt stillede områder (Bjergbondeordningen). For perioden 2007-13 er landdistriktspolitikken opbygget på tre tematiske akser:

Akse 1: Forbedring af landbrugets og skovbrugets konkurrenceevne
Akse 2: Arealforvaltning og forbedring af miljøet
Akse 3: Generel udvikling

Under hver akse er det på EU-niveau fastlagt, hvilke foranstaltninger der kan anvendes. Danmark har valgt, at hoveddelen af indsatsen ligger inden for arealforvaltning og forbedring af miljøet. Ved aftalen om Grøn Vækst i 2009 kom der dog også nye tiltag inden for akse 1 i form af støtte til biogas og miljøteknologi.

Energistyrelsen varetager meget af klimaindsatsen

I Klima- og Energiministeriet er det primært Energistyrelsen, som varetager de forskellige mål relateret til klimaindsatsen. Energistyrelsen administrerer bl.a. uddeling af CO_2-kvoter, tilskudsordninger til energieffektivisering og forskning i vedvarende energi samt overvågning og fremskrivning af det samlede energiforbrug.

Ansvar og virkemidler følges ikke altid ad

Arbejdsdelingen mellem de offentlige myndigheder kan nødvendiggøre et tæt samarbejde. Det gælder særligt på de områder, hvor ansvaret for at nå et givet mål ligger hos én myndighed, mens virkemidlerne ligger hos en anden. Det forekommer eksempelvis i forbindelse med indsatsen for vandmiljøet, natur og biodiversitet, hvor Miljøministeriet udarbejder planer for vandmiljø og natur, som kommunerne har ansvaret for at opfylde. Til at sikre opfyldelsen kan der bl.a. anvendes tilskudsordninger finansieret af Landdistriktsprogrammet, som tilrettelægges og administreres af NaturErhvervstyrelsen. Her er der et betydeligt behov for at koordinere, så virkemidlerne til at nå målene er til stede og er tilstrækkeligt målrettede i forhold til vand- og naturplanerne.

Strukturreformen ses i fordelingen af offentlige udgifter

Omfordelingen af ansvarsområder mellem myndighederne ses også tydeligt af de offentlige miljøudgifter. Fra 2006 til 2007 blev kommunernes miljøudgifter forøget med 2 mia. kr. svarende til en stigning på 84 pct. og statens miljøudgifter steg med 0,7 mia. kr. eller godt 13 pct. Kun en lille del af udgifterne til miljøforvaltning blev forankret i de nyoprettede regioner, der i 2007 afholdt miljøudgifter for 0,4 mia. kr. Til sammenligning havde amterne i 2006 miljøudgifter for 2,9 mia. kr. Dermed er kun knap 14 pct. af amternes miljøudgifter overgået til regionerne, mens de øvrige opgaver er blevet overdraget til staten og især kommunerne. De øgede midler til løsningen af de nye miljøopgaver uddeles via bloktilskuddet, som fordeles mellem kommunerne på baggrund af socioøkonomiske og demografiske forhold. Der er således ikke tale om midler øremærket til miljø- og naturformål, ligesom de heller ikke fordeles med hensyntagen til omfanget af miljø- og naturrelaterede opgaver i de enkelte kommuner.

Gevinsten ved miljøindsats falder også udenfor kommunen

Flere af miljøopgaverne, som kommunerne nu har fået ansvar for, retter sig mod nationale eller internationale mål, såsom sikringen af den biologiske mangfoldighed eller et rent vandmiljø. Her vil gevinsten ved indsatsen ikke tilfalde kommunens borgere alene. Det kan betyde, at kommunen kan have en mindre tilskyndelse til at anvende midlerne til sådanne miljøformål, idet anvendelsen af kommunale midler til miljøformål konkurrerer med anvendelsen af

kommunale midler til andre velfærdsydelser såsom børnepasning eller ældrepleje, som i højere grad er rettet mod kommunens egne borgere.

Private aktører i miljøpolitikken

Private aktører spiller også en rolle

Udover den offentlige miljøindsats findes der flere private organisationer, som ligeledes arbejder på natur- og miljøområdet. Danmarks Naturfredningsforening og andre foreninger med naturformål spiller en væsentlig rolle i dansk miljøpolitik bl.a. ved at påvirke den offentlige debat og ved høringer i forbindelse med nye tiltag på miljøområdet. Derudover har Danmarks Naturfredningsforening ret til at påklage afgørelser eller starte fredningssager uden at være direkte berørt af en sag som nabo eller lignende. I perioden 2001-10 har Danmarks Naturfredningsforening i gennemsnit kørt 200 klagesager årligt relateret til afgørelser efter naturbeskyttelsesloven, planloven, miljøbeskyttelsesloven og øvrige natur- og miljørelaterede love, dog med et større antal sager i de senere år. Danmarks Naturfredningsforening har vundet omtrent halvdelen af sagerne, jf. Danmarks Naturfredningsforening (2011).

Private fonde kan opkøbe naturarealer

Private aktører er også blevet en væsentlig faktor i forbindelse med naturpleje. Private fondes muligheder for at opkøbe naturarealer med henblik på pleje og genopretning var indtil 2004 begrænsede, da dispensation til erhvervelse skulle gives i en lokal jordkommission. I forbindelse med ændringen af Landbrugsloven i 2004 blev der imidlertid givet bedre muligheder for private fondes erhvervelse af jord i landzonen. Det er en betingelse, at naturformål er en del af fondens formål. Derudover vedrører betingelserne eksempelvis anvendelse i overensstemmelse med eventuelle begrænsninger på arealet og offentlighedens adgang, ligesom der kan stilles krav om pleje af arealet. Muligheden for private fondes erhvervelse af arealer er betinget af, at arealerne er udpegede som naturarealer, f.eks. som §3-arealer eller beliggende i et Natura 2000-område. Alternativt kræves særlig tilladelse af miljøministeren, jf. Landbrugslovens §24.

Stigende antal fondsejede naturarealer

Arealet ejet af større private fonde i Danmark har været stigende de seneste 20 år og ligger på knap 25.000 ha i 2011, jf. figur I.4. Det svarer til, at private fonde ejer ca. 7 pct. af det samlede §3-areal. Langt størsteparten af disse ejes af Aage V. Jensens Fonde (knap 20.000 ha), mens de øvrige fonde er Saltbæk Vig A/S, Poul Tholstrup fonden, Fugleværnsfonden, Danmarks Naturfond og Bikuben Fonden. De ændrede regler for erhvervelse af naturarealer har indtil videre haft begrænset effekt på naturarealet ejet af private fonde, om end Bikuben Fonden ved lovændringen i 2004 ændrede sine vedtægter og efterfølgende opkøbte knap 500 ha naturarealer med henblik på bevarelse og pleje. Mens private fondes aktiviteter i dansk naturpolitik er et relativt nyt fænomen, har private fonde i f.eks. Storbritannien traditionelt spillet en væsentlig rolle i naturbeskyttelsen. Fonden National Trust, som købte sit første naturområde i 1899, var den første aktør på området i Storbritannien.[8] I dag ejer fonde som National Trust og Royal Society for the Protection of Birds sammenlagt knap 400.000 ha naturarealer, som finansieres ved hjælp af medlemsgebyrer, arv og donationer.

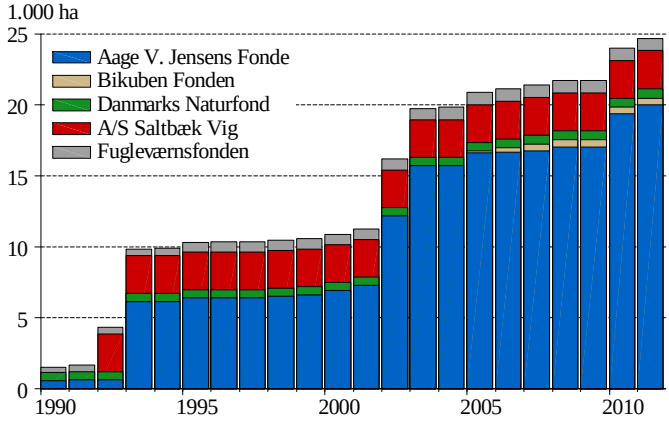
Private fonde støtter også naturgenopretning

Private aktører kan også spille en rolle i Danmark, når naturarealet er offentligt ejet f.eks. i forbindelse med finansiering af naturgenopretninger. Et nyligt eksempel er genopretningen af Nygård Sø, hvor Naturstyrelsen sammen med Odsherred Kommune og Odsherred Kommunes Museum er i gang med et projekt, som medfinansieres af Nordeafonden med 3,5 mio. kr. og A. P. Møller & Hustru Chastine Mc-Kinney Møllers Fond med 5,1 mio. kr. Her er Naturstyrelsen ejer af arealet.[9] Der findes ikke en opgørelse, som giver et samlet overblik over private fondes aktiviteter på naturområdet.

8) Det fulde navn er National Trust for Places of Historic Interest and Natural Beauty.

9) En nærmere beskrivelse af projektet kan findes på Nordeafondens hjemmeside, http://www.nordeafonden.dk.

Figur I.4 Større private fondes naturbesiddelser



Anm.: Danmarks Naturfond og Fugleværnsfonden købte deres første arealer i 1969, mens Aage V. Jensens Fonde erhvervede sine første arealer i 1988.

Kilde: Oplysninger på fondenes hjemmesider o.lign.

I.5 Målopfyldelse – luft og klima

Konsekvenser af luftforurening

Et af de primære problemer ved den luftbårne forurening er skadelige effekter på menneskers sundhed, herunder især forskellige luftvejslidelser, som i alvorlige tilfælde medfører for tidlig død, jf. tabel I.3. De alvorligste helbredsmæssige luftforureningstrusler udgøres af fine partikler, kvælstofdioxid og ozon. Det overordnede mål med hensyn til luftforureningen er at reducere de skadelige effekter på mennesker og natur. Dette søges opnået gennem grænse- og målværdier for udledninger af de forskellige luftforurenende stoffer.[10]

10) Grænseværdier er juridisk bindende for medlemsstaterne i EU, mens målværdier så vidt muligt skal være nået ved fristens udløb.

Tabel I.3 Væsentlige luftforurenende stoffer og deres primære dokumenterede effekter

	Helbreds- og miljøeffekter	**Primære kilder i Danmark**
Svovldioxid (SO_2)	Nedsat lungefunktion (åndedrætsbesvær), sur nedbør, bidrager til partikelforurening	Forbrænding af fossile brændsler i kraftvarmesektor
Kvælstofoxider ($NO+NO_2 = NO_X$)	Nedsat lungefunktion, åndedrætsbesvær, sur nedbør og eutrofiering,[a] indgår i dannelse af O_3	Trafik, kraftværker og ikke-industriel forbrænding
Ammoniak (NH_3)	Sur nedbør og eutrofiering, bidrager til partikelforurening	Landbrug (stalde, gødningslagre og gødningspredning)
Kulbrinter (NMVOC)[b]	Visse kulbrinter er kræftfremkaldende (f.eks. benzen), indgår i dannelse af O_3	Opløsningsmidler, ikke-industriel forbrænding (især fyr i husholdninger) og trafik
Ozon (O_3)	Forringet lungefunktion, åndedrætsbesvær, hæmmer plantevækst	Dannes ud fra NO_X og VOC, især fra trafik og industri
Partikler (PM)	Forværring af hjerte-kar- og luftvejslidelser	Brændeovne, trafik, kraftværker og industri
Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)	Visse PAH er kræftfremkaldende, specielt benz(a)pyren	Brændeovne og -fyr i husholdninger
Benzen	Kræftfremkaldende	Benzin, trafik
CO	Hæmmer ilttransport i kroppen	Ikke-industriel forbrænding, trafik
Tungmetaller (As, Cd, Ni, Pb)	Giftige og kræftfremkaldende	Kulfyrede kraftværker, affaldsforbrændingsanlæg, trafik
Drivhusgasser (CO_2, metan, lattergas, industrigasser)	Drivhuseffekt	Kraftværker, industri, boliger, transport og landbrug

a) Eutrofiering er en unaturligt høj næringstilførsel (overgødskning) til både vandmiljøet og følsomme naturtyper på land som f.eks. heder og højmoser.

b) NMVOC = Non Methane Volatile Organic Compounds, dvs. flygtige organiske forbindelser fraregnet metan.

Målene for luftforurening og målopfyldelse

I det følgende gennemgås de væsentligste luftforurenende stoffer, for hvilke der er fastsat mål. For de fleste af stofferne gælder det, at målene skulle have været opnået senest i 2010, og det er derfor muligt at vurdere, om målopfyldelsen er sket, jf. tabel I.4.

Tabel I.4 De vigtigste mål for luft og klima

	Mål	Deadline	Lovgivning	Mål opfyldt [a]
Udledningslofter for samlet udledning				
SO_2	55.000 ton	2010	EU (NEC-direktivet)	+
NO_X	127.000 ton	2010	EU (NEC-direktivet)	(+)
NH_3	69.000 ton	2010	EU (NEC-direktivet)	+
NMVOC	85.000 ton	2010	EU (NEC-direktivet)	+
PAH	7,1 ton	-	Geneve-konventionen	÷
Drivhusgasser	55 mio. ton	2008-12	Kyoto-protokollen, EU	+[b]
Grænse- og målværdier for luftens indhold				
NO_2	40 µg/m^3	2010	EU (2008/50/EF)	÷
SO_2	350/125 µg/m^3	2005	EU (2008/50/EF)	+
Bly	0,5 µg/m^3	2005	EU (2008/50/EF)	+
Benzen	5 µg/m^3	2010	EU (2008/50/EF)	+
CO	10.000 µg/m^3	2005	EU (2008/50/EF)	+
O_3	120 µg/m^3	2010	EU (2008/50/EF)	+
PM_{10}	50 µg/m^3	2005	EU (2008/50/EF)	(+)
$PM_{2.5}$	25 µg/m^3	2010/2015	EU (2008/50/EF)	+
As/Cd/Ni	6/5/20 ng/m^3	2010	EU (2004/107/EF)	+
Benz(a)pyren	1 ng/m^3	2010	EU (2004/107/EF)	+

a) Målopfyldelse markeres med et "+". "(+)" markerer, at målopfyldelse er tæt på at blive opfyldt efter forbedring, eller at målopfyldelse er sket, men senere end deadline. Manglende målopfyldelse er markeret med "÷".

b) Målsætningen er gennemsnittet for perioden 2008-12. Målopfyldelse forudsætter køb af kreditter og endelig vurdering af målopfyldelse foretages først i 2014.

Anm.: EU's NEC-direktiv (National Emission Ceilings for certain pollutants) angiver nationale grænser for luftforurening. Luftens indhold af forurenende stoffer er generelt reguleret i EU-direktiv 2008/50/EF om "Luftkvaliteten og renere luft i Europa".

Kilde: Nationalt Center for Miljø og Energi.

Luftforureningen er grænse-overskridende

Luftforurening er kendetegnet ved at være grænseoverskridende. For alle typer af luftforurening undtagen ammoniak udgør udenlandske kilder den største andel af den samlede danske belastning. Udenlandsk luftforurening kommer fra landene omkring os og fra international skibstrafik især i Nordsøen og Østersøen. Som følge af de grænseoverskridende effekter er reguleringen international og rettet mod reduktioner i de enkelte lande samt den internationale skibstrafik, mens udledninger fra den internationale flytrafik endnu ikke er underlagt samme regulering. Når de udenlandske kilder udgør den største del af belastningen i Danmark, medfører det, at reduktioner i danske udledninger ikke kan forventes at have en stor effekt i form af en bedre miljøtilstand generelt i Danmark. Udviklingen i danske udledninger er i dette tilfælde især relevant af hensyn til lokale forbedringer og miljøtilstanden i vores nabolande og omgivende havområder samt af hensyn til de danske forpligtelser i internationale aftaler.

Regulering rettet mod udledninger af stoffer

Stofferne i NEC-direktivet

De fleste internationale forpligtelser på luftområdet er indeholdt i protokoller under Geneve-konventionen fra 1979 om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening, Long Range Transport of Air Pollutants. Forpligtelserne er endvidere implementeret i EU-bestemmelser. Gøteborgprotokollen fra 1999 er et resultat af Geneve-konventionen og er primært rettet mod forsuring, overgødskning og ozondannelse.[11] Den har endvidere en hensigt om, at reguleringen skal være omkostningseffektiv. De enkelte landes forpligtelser under Gøteborgprotokollen er formuleret som nationale udledningslofter, som skal være opfyldt fra 2010. Der er for svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_X), ammoniak (NH_3) og kulbrinter (NMVOC) fastsat udlednings-

11) Svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak betegnes også som de forsurende gasser, der spredes i og falder ned fra atmosfæren. Nedfaldet har en forsurende virkning på jordbunden, øger forvitring af bygninger og medvirker til overgødskning af de indre danske farvande. Ozon dannes ved, at flygtige organiske forbindelser (VOC'er) reagerer med kvælstofoxider (NO_X) ved oxidation af sollys. Der er her tale om jordnær ozon og ikke stratosfærisk ozon, som beskytter mod solens skadelige ultraviolette stråling.

lofter, som er identiske med målene i EU's NEC-direktiv. Det forventes, at Kommissionen i 2013 fremsætter et forslag til nye og strammere nationale udledningslofter for de samme stoffer til overholdelse i 2020, og det planlægges at indføre et udledningsloft for mindre partikler ($PM_{2,5}$). Endvidere er Göteborgprotokollen under revision og forventes at fastlægge nye forpligtigelser frem mod 2020 inden revisionen af NEC-direktivet i 2013.

Udledning af svovldioxid har længe overholdt målet

Danmark har i det seneste årti overholdt udledningsloftet for den samlede SO_2-udledning fra landbaserede kilder, jf. figur I.5a. Den store reduktion i SO_2-udledningerne fra landbaserede kilder frem mod 2000 er primært opnået gennem standarder og afgifter. Her kan bl.a. nævnes lovbestemmelser, der fastsætter krav til udledningerne ved kilden, f.eks. krav til svovlindholdet i olie og naturgas og til røgrensning i forbindelse med forbrændingsprocessen. Siden 2006 har der desuden været en afgift på svovlindholdet i forskellige brændsler. Der er også sket relativt store reduktioner i SO_2-udledningen fra den internationale skibstrafik, som har været en markant kilde til miljøbelastningen i Danmark. Den store reduktion skyldes primært overgangen til mere svovlfattigt brændsel, og i 2008 blev der i FN-regi indført skrappere regler for den internationale skibstrafiks udledninger af svovl og NO_X.

Udledning af kvælstofoxider er faldet med over 50 pct. siden 1990

Kvælstofoxider også kaldet nitrogenoxider (NO_X) består primært af gasserne NO og NO_2. De samlede NO_X-udledninger i Danmark har efter en stagnation i begyndelsen af det seneste årti været støt faldende, jf. figur I.5b. Faldet har været størst i energi- og erhvervssektorerne, hvor udledningerne er faldet med næsten 50 pct., mens faldet i transportsektoren har været på 35 pct. Udledningsloftet for de samlede NO_X-udledninger er næsten overholdt i 2010. Reduktionen i NO_X-udledningen skyldes øget brug af katalysatorer i biler og installation af lav-NO_X-brændere og de-NO_X-anlæg på kraftværker og fjernvarmeværker.[12] Endvidere blev der pr. 1. januar 2010 indført en NO_X-afgift på 5 kr./kg.

12) Lav-NO_X-brændere (afbrænder f.eks. gas til opvarmning) er særligt konstrueret til at reducere dannelsen af kvælstofilter. Et de-NO_X-anlæg renser røgen fra forbrændingen for NO_X-gasser.

På det seneste har der været forslag om en påtænkt forhøjelse af afgiften.

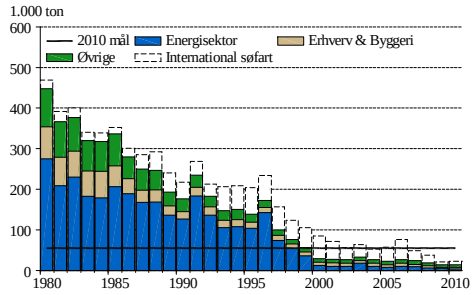
Udledning af ammoniak er faldet støt og tæt på målet

Udledningerne af ammoniak (NH_3) har været jævnt faldende gennem de seneste årtier, og udledningsloftet er præcis nået i 2010, jf. figur I.6a. Faldet i udledningerne skyldes indsatsen over for landbrugets samlede kvælstofudledning, bl.a. lovgivning omkring overdækning af gylletanke, hvor meget gylle der må spredes pr. hektar og grænser for udledning af ammoniak fra stalde. Der er en del lokal variation i ammoniakudledningen, og andelen er større nær dyrehold. For den samlede ammoniakudlednings vedkommende ville målet have været overholdt før tidsfristen, hvis ikke der havde været en stigning i kategorien "øvrige", som indeholder udledninger fra energi, transport, industri og affald.

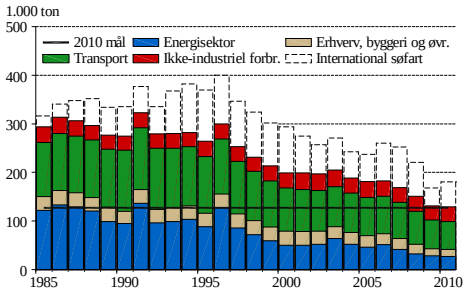
Udledning af kulbrinter er faldet jævnt siden begyndelsen af 1990'erne

Udledningerne af kulbrinter (NMVOC) har været støt faldende, og 2010-målet overholdes akkurat, jf. figur I.6b. De totale menneskeskabte emissioner af kulbrinter er faldet med 50 pct. fra begyndelsen af 1990'erne frem til 2009, primært som følge af krav om katalysatorer på biler og krav om begrænsning af emissioner af flygtige organiske forbindelser fra anvendelse af organiske opløsningsmidler.

Figur I.5a Udledning af SO_2



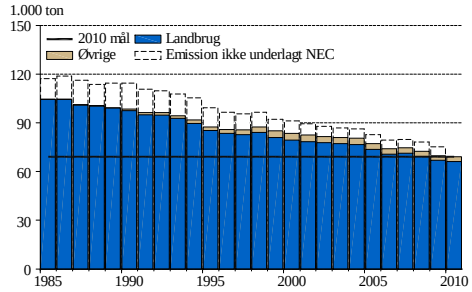
Figur I.5b Udledning af NO_X



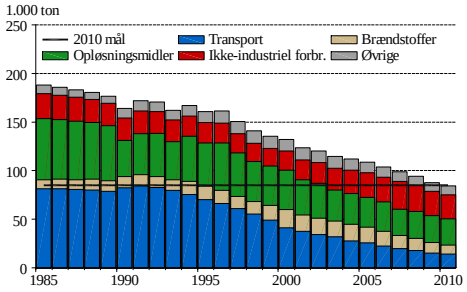
Anm.: Figurerne viser også udledninger fra international søfart i danske farvande, som ikke tæller med i den danske reduktionsforpligtelse.

Kilde: European Environment Information and Observation Network, http://cdr.eionet.europa.eu.

Figur I.6a Udledning af NH_3



Figur I.6b Udledning af NMVOC



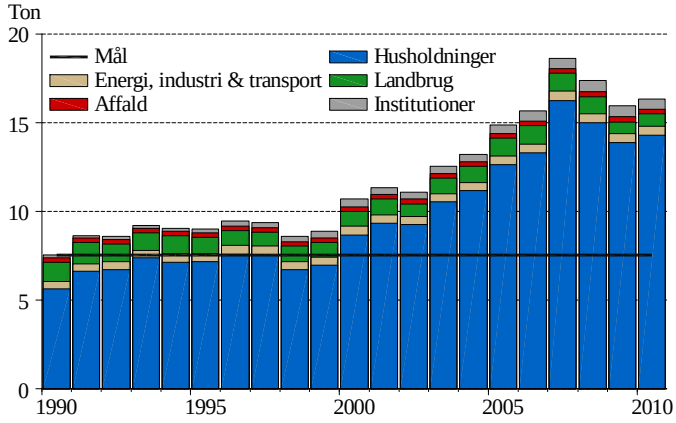
Anm.: Figur I.6a indeholder "emissioner ikke underlagt NEC-direktivet", som ikke tæller med i den danske reduktionsforpligtelse. Emissionerne omfatter NH_3 fra voksende afgrøder og fra ammoniakbehandlet halm, og er ved redaktionens afslutning endnu ikke offentliggjort for 2010.

Kilde: European Environment Information and Observation Network, http://cdr.eionet.europa.eu.

Store problemer med udledning af PAH

Geneve-konventionen om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening indeholder desuden regulering af en lang række giftstoffer. Danmark overholder langt de fleste af begrænsningerne i konventionen. Det gælder dog ikke udledningerne af fire tjærestoffer (de såkaldte polyaromatiske hydrocarboner eller PAH'er), som ikke må overstige 1990-niveauet. Der er ingen formel tidsfrist for målet. Danmark overskrider kraftigt dette udledningskrav, og det totale udslip af PAH i Danmark har været stærkt stigende i perioden 2000-07, jf. figur I.7. Udviklingen skyldes især øget brug af brændeovne og -fyr i husholdninger, hvor ufuldstændig forbrænding medfører øget forurening. PAH mistænkes for at være hormonforstyrrende og kræftfremkaldende for dyr og mennesker. Et af stofferne, benz(a)pyren, er specielt alvorligt, fordi det kan fremkalde kræft selv i små mængder. Der er foretaget en indsats mod udledningerne af partikler og PAH fra brændeovne i form af informationskampagner om korrekt fyring og miljøkrav til brændeovne.

Figur I.7 Udledning af PAH i Danmark



Anm.: Kategorien "institutioner" omfatter offentlige og kommercielle stationære forbrændingsanlæg.

Kilde: European Environment Information and Observation Network, http://cdr.eionet.europa.eu.

Regulering rettet mod luftens indhold af stoffer

Grænseværdier for luftens indhold af forurenende stoffer

For de luftforurenende stoffers vedkommende er der endvidere mål for luftkvalitet, som også er baseret på EU-direktiver. I modsætning til stofferne i NEC-direktivet er reguleringen rettet mod luftens indhold af de forskellige stoffer og ikke den samlede udledning fra kilderne, jf. tabel I.4. I maj 2008 er vedtaget et nyt direktiv (2008/50/EF) om "Luftkvaliteten og renere luft i Europa", som er en videreførelse af et sæt tidligere EU-direktiver, og som fastlægger grænse- og målværdier af hensyn til helbredseffekter for luftens indhold af NO_2, SO_2, partikler, bly, benzen, CO og ozon. Et datterdirektiv indeholder ydermere målværdier for arsen, cadmium, nikkel og benz(a)pyren.[13]

Fokus på partikler, NO_2 og ozon

Som led i gennemførelsen af EU's strategi for luftforurening i Europa, The Clean Air for Europe Programme, er der opstillet en ny grænseværdi for luftens indhold af de fine

13) EU-direktiv 2004/107/EF om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polycykliske aromatiske kulbrinter i luften.

partikler ($PM_{2,5}$), som sammen med de ultrafine partikler ($PM_{0,1}$), menes at bære hovedansvaret for partiklernes negative indvirkning på sundheden.[14] Der er endnu ingen mål for de ultrafine partikler. Danmark ansøgte EU om udsættelse af målopfyldelse fra 2005 til 2011 for PM_{10} og fra 2010 til 2015 for NO_2. Begge ansøgninger blev dog afslået af Kommissionen. Nedenfor er partikler, NO_2 og ozon nærmere beskrevet, da disse stoffer anses for at være nogle af de mest sundhedsskadelige og samtidig findes i niveauer tæt på grænseværdierne. Grænse- og målværdierne for luftens indhold af de øvrige stoffer (SO_2, bly, benzen, CO, arsen, cadmium, nikkel og benz(a)pyren) er alle overholdt, jf. tabel I.4. [15]

Målet for NO_2 er ikke opfyldt

Specielt i byerne kan forurening med NO_2 og partikler være et problem, og grænseværdierne er fastlagt på grundlag af en helbredsmæssig vurdering. Målet for NO_2-udledningen er i 2010 tæt på at være opfyldt, idet blot én gade, H.C. Andersens Boulevard, ikke opfylder målet, jf. figur I.8a. De fleste andre gader ligger marginalt under grænseværdien i 2010, men udviklingen viser ikke en entydig nedadgående trend. Udover de fysiske målinger på målestationer foretages der modelberegninger af NO_2-koncentrationer i Ålborg og København. Modellerne er baseret på oplysninger om trafikmængder og bebyggelse ved forskellige gader, og seneste beregninger indikerer, at grænseværdien i 2010 var overskredet på en række gadestrækninger i København, jf. Ellermann mfl. (2011b). På trods af en faldende NO_X-udledning fra køretøjer har andelen af direkte NO_2 været

14) Partikler måles i µm og er inddelt efter tre størrelser: PM_{10}, $PM_{2,5}$ (fine partikler) og $PM_{0,1}$ (ultrafine partikler), hvor f.eks. PM_{10} er partikler mindre end 10µm (0,01 mm). Mange undersøgelser tyder på, at de fine og ultrafine partikler er de mest skadelige for helbredet. Det skyldes, at de ophobes i lungerne (fine partikler) eller kan trænge helt ud i blodet (ultrafine partikler). Der er dog stadig usikkerhed om sammenhængen mellem sundhedsskader og partikelstørrelser.

15) Systematiske målinger af benz(a)pyren i luften er først påbegyndt i 2007 og kun på én målestation. Det har vist sig, at flere målestationer er nødvendige, men det vurderes dog, at flere målestationer sandsynligvis ikke vil medføre, at der registreres overskridelser af grænseværdien, jf. Ellermann mfl. (2011a).

stigende, idet der er kommet flere nye dieselbiler, der udleder mere direkte NO_2.[16] Problemet skyldes også, at dieselbilernes udstødning indeholder flere kvælstofoxider end forventet, da EU's emissionskrav blev fastlagt, hvorfor EU gav mulighed for at søge om fem års udsættelse for denne grænseværdi.

2010-målet for ozon overholdes

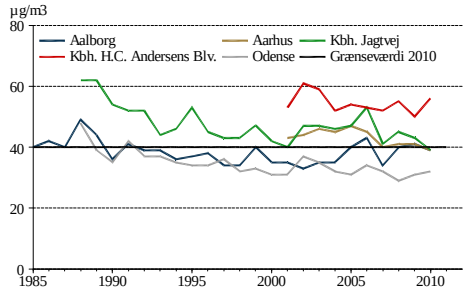
Der er ikke fastsat egentlige grænseværdier for ozon, men kun "målværdier" og "langsigtede mål" for, hvor meget ozon der må være i luften. Ozon dannes i atmosfæren, når kvælstofoxider og organiske gasser (herunder CO) påvirkes af sollys. [17] Hovedkilderne til de organiske gasser er industrier og trafik, men en stor del er også af naturlig oprindelse. Størstedelen af den ozon, der måles i luften i Danmark, stammer fra kilder uden for landets grænser. Der er normalt størst koncentrationer på landet og i bybaggrund.[18] På gadeniveau nedbrydes ozon af NO fra trafikken, men til gengæld dannes NO_2. De største koncentrationer findes i sommerhalvåret i perioder med varmt og solrigt vejr. Der er en målværdi i 2010 med hensyn til beskyttelse af mennesker, som overholdes, jf. figur I.8b. Det langsigtede mål med referencepunkt i 2020 overholdes ikke endnu. Der findes tilsvarende mål med henblik på beskyttelse af vegetation.

16) Der dannes NO_2, når partiklerne fjernes i personbilernes partikelfiltre. Tungere dieselkøretøjer har SCR-katalysatorer, der fjerner NO_X, men disse katalysatorer findes ikke til personbiler.

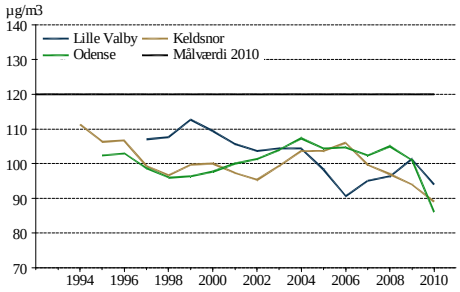
17) Kulmonooxid (CO) har i sig selv også sundhedsskadelige effekter, og der er fastsat en grænseværdi for forekomst i luften. Denne grænseværdi er overholdt igennem mange år i Danmark.

18) "Bybaggrund" er målinger af baggrundsniveauet i byer, hvor målestationen f.eks. er placeret på et tag i modsætning til "gadeniveau", hvor målestationen er placeret i en trafikeret gade.

Figur I.8a *NO_2*



Figur I.8b *Ozon*



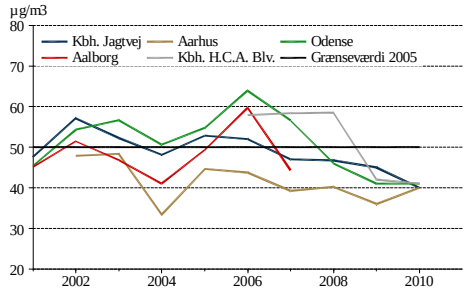
Anm.: Figurerne viser dels årsmiddelværdier for kvælstofdioxid i danske byer og den 26. højeste dagsværdi af ozon (tre års gns.). Dagsværdien må ikke overskride 120 µg/m^3 mere end 25 gange pr. år.

Kilde: Nationalt Center for Miljø og Energi, www.dmu.au.dk.

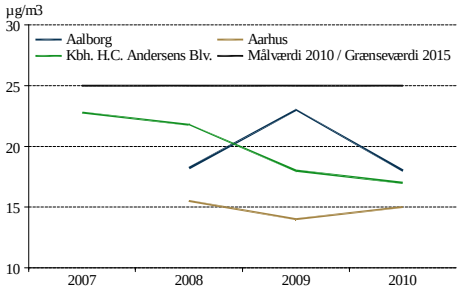
Målet for partikler først overholdt i 2009

Partikler stammer fra ophvirvlet jordstøv, forbrænding og dannes ved oxidering af bl.a. NO_2 og SO_2. For PM_{10} er der to grænseværdier, som skulle have været overholdt i 2005, og som tager udgangspunkt dels i et årsgennemsnit dels i en døgnmiddelværdi. Grænseværdien for årsgennemsnittet er overholdt flere år tilbage i tid, mens grænseværdien for døgnmiddelværdi først er overholdt i 2009, jf. figur I.9a. For $PM_{2,5}$ er der en målværdi for årsgennemsnittet på 25 µg/m^3 gældende fra 2010. Værdien bliver bindende i 2015, men ser allerede nu ud til at være overholdt, jf. figur I.9b. Der er endvidere fastsat en grænseværdi for $PM_{2,5}$ på 20 µg/m^3 gældende fra 2020, som dog skal revideres af Kommissionen i 2013. Der er som nævnt endnu ikke fastsat en grænseværdi for de ultrafine partikler. Samlet set har den målte partikelmasse pr. m^3 generelt udvist en faldende tendens i sidste halvdel af årtiet, og grænseværdien i 2010 er overholdt for alle målestationer og partikelstørrelser. Indsatsen mod partikler har i byerne især været rettet mod dieselkøretøjernes partikeludledninger med krav om partikelfiltre i bl.a. Miljøzoneloven.

Figur I.9a Partikler, PM_{10}



Figur I.9b Partikler, $PM_{2,5}$



Anm.: Figur I.9a viser den 36. højeste døgnværdi for PM_{10}, da grænseværdien på 50µg/m^3 ikke må overskrides mere end 35 gange pr. år. Figur I.9b viser årsmiddelværdi for $PM_{2,5}$ i danske byer, hvor grænseværdien er 25 µg/m^3. Målinger af PM_{10} startede i 2001 og af $PM_{2,5}$ i 2007/2008.

Kilde: Nationalt Center for Miljø og Energi, www.dmu.au.dk.

Klima

Drivhusgasser reguleret i Kyoto-aftalen

Ifølge Kyoto-aftalen, som gælder frem til 2012, skal Danmark reducere den samlede udledning af drivhusgasser med 21 pct. i perioden 2008-12 i forhold til 1990.[19] Aftalen medfører, at Danmarks samlede årlige drivhusgasemissioner ikke må overstige 54,8 mio. ton CO_2-ækvivalenter i gennemsnit for perioden 2008-12, jf. figur I.10. Regnskabet opgøres generelt som de indenlandske emissioner fratrukket effekten af sinks og kreditter.[20] Ud af den samlede danske drivhusgasudledning er 24,5 mio. ton underlagt EU's kvotesystem, mens omkring 36 mio. ton kommer fra ikke-kvotesektoren.[21] For at Danmark kan opfylde Kyoto-målet, er det beregnet, at den gennemsnitlige årlige reduktion fra

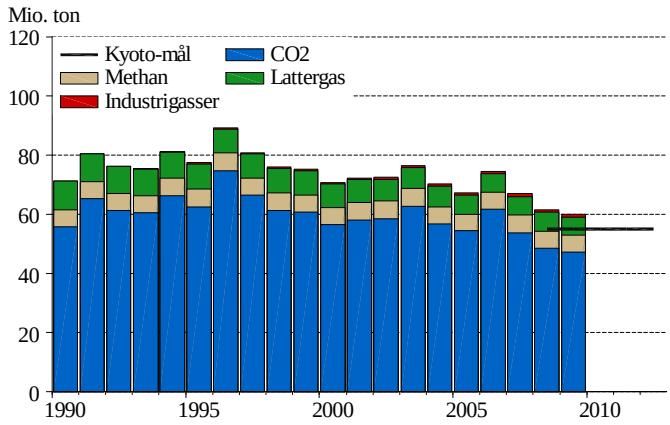
19) Kyoto-aftalen blev indgået i 1997 og ratificeret i 2005.

20) Sinks består af nettooptaget af CO_2 i skove og jorde, og kreditter er internationale klimakreditter i form af klimagasreducerende tiltag i udlandet.

21) EU's kvotesystem omfatter udledningen af drivhusgasser fra el- og fjernvarmeproduktionen samt fra store energiintensive industrivirksomheder. Hovedparten af den ikke-kvoteomfattede drivhusgasudledning stammer fra landbrugsproduktionen, transport samt individuel opvarmning i husholdningerne.

kreditter skal være på 3,7 mio. ton CO_2-ækvivalenter, jf. Energistyrelsen (2011a). Der er dog en del usikkerheder vedrørende fremskrivningen af Kyoto-regnskabet frem mod udgangen af 2012, og det er derfor på nuværende tidspunkt fortsat usikkert, hvordan Kyoto-forpligtelsen opfyldes. I sidste ende vil det være et spørgsmål om, hvor mange kreditter, der vil skulle købes. Den endelige vurdering af Kyoto-forpligtelserne vil reelt først kunne foreligge i 2014/15, som er tidspunktet for den endelige FN-vurdering heraf.[22]

Figur I.10 Udledning af drivhusgasser inkl. Kyoto-mål



Anm.: Figuren viser udledningen fra Danmark og er inkl. Land Use Change and Forestry, som omfatter emissioner relateret til arealanvendelse.

Kilde: European Environment Information and Observation Network, http://cdr.eionet.europa.eu.

Drivhusgasmålsætninger efter Kyoto

I henhold til EU's klima- og energipakke fra 2008 er målet, at EU i 2020 samlet skal have reduceret drivhusgasudledningen med 20 pct. i forhold til 1990. Det svarer til en

22) Alle parter under Kyoto-protokollen underkastes årlige evalueringer af deres drivhusgasrapportering. FN evalueringen afsluttet i marts 2011 vedrørte den årlige rapportering fra april 2010 for regnskabsåret 2008 og omfattede dermed det første år i protokollens forpligtelsesperiode.

reduktion af udledningen i EU's samlede kvoteomfattede sektorer på 21 pct. i forhold til 2005-niveau og en reduktion på 10 pct. i EU's ikke-kvoteomfattede sektorer i forhold til 2005-niveauet. EU styrer antallet af kvoter, der gradvist reduceres i perioden 2013-20, og der er derfor ikke nationale delmål for kvotesektoren. Derimod er nationalstaterne blevet pålagt individuelle reduktionsmål for ikke-kvotesektoren. Det betyder for Danmarks vedkommende en reduktionsforpligtigelse på 20 pct. i ikke-kvotesektoren i forhold til 2005, hvor udledningen var 37 mio. ton CO_2-ækvivalenter. I Energistyrelsens energifremskrivning forventes udledningen at være ca. 4 mio. ton CO_2-ækvivalenter for stor i 2020, jf. Energistyrelsen (2011a). I De Økonomiske Råds energifremskrivning forventes udledningen at være 6 mio. ton CO_2-ækvivalenter for stor, jf. De Økonomiske Råd (2010). For at målet for ikke-kvotesektoren skal kunne nås, kræves således betydelige nye tiltag rettet mod enten nationale reduktioner eller opkøb af andre landes udledningsrettigheder fra ikke-kvotesektoren.

VE-mål og lavere Energiforbrug

Ud over målene vedrørende reduktion af drivhusgasudledningen er der i den danske energipolitik også mål for udviklingen i det samlede energiforbrug og for andelen af vedvarende energi (VE). EU's klima- og energipakke fra 2008 indebærer et krav til Danmark om, at den vedvarende energi i 2020 skal udgøre mindst 30 pct. af det samlede energiforbrug og 10 pct. af energiforbruget i transportsektoren. Energiaftalen fra februar 2008 indeholder endvidere et mål om, at VE-andelen af bruttoenergiforbruget skulle være mindst 20 pct. i 2011. Målet blev nået i 2010, jf. Energistyrelsen (2011b). Danmark har desuden et mål om at reducere det samlede energiforbrug med 2 pct. i 2011 og 4 pct. i 2020 i forhold til forbruget i 2006. Begge mål overholdes ifølge den seneste energifremskrivning, jf. Energistyrelsen (2011a). Endvidere eksisterer der et mål om at reducere energiforbruget i nye bygninger med 75 pct. senest i 2020, samt et mere langsigtet mål om at Danmark skal være uafhængig af fossile brændsler i 2050.

Opsummering

Målopfyldelse for luft og klima

Ud fra ønsket om en bedre luftkvalitet og dermed færre miljø- og sundhedsskadelige effekter er der fastsat udledningslofter og grænseværdier for en lang række forskellige luftforurenende stoffer. En stor del af disse mål skulle være opnået i 2010. Målene for svovldioxid og ozon er opfyldt, mens målene for ammoniak, NO_X-gasser og kulbrinter er tæt på at være opfyldt. Målet for PAH er kraftigt overskredet, og der er problemer med at opfylde målet for NO_2 i de danske byer. Med hensyn til partikler (PM_{10}) er målopfyldelsen først opnået i 2009, men skulle have været opnået i 2005. Generelt har udviklingen været positiv med hensyn til at reducere luftforureningen, men det kan diskuteres, om indsatsen har været tilstrækkelig som følge af de manglende målopfyldelser. Drivhusgasudledningen har i det seneste årti haft fokus på at nå målet i Kyoto, og som følge af muligheden for at anvende kreditter vil målet kunne nås. Det må forventes, at der kommer yderligere internationale reduktionskrav til de forskellige luftforurenende stoffer i den nærmere fremtid, hvorfor der sandsynligvis vil skulle foretages en yderligere indsats.

I.6 Målopfyldelse – natur og biodiversitet

I dette afsnit ses nærmere på målopfyldelsen i dansk naturpolitik. Betegnelsen natur dækker i denne sammenhæng over dyre- og plantelivet på Danmarks landarealer, mens vandmiljøet belyses i afsnit I.7. Generelt dækker naturbegrebet over en bred vifte af direkte og indirekte forbrugsgoder, såsom artsrigdom, rekreative muligheder og velfungerende økosystemer. En sund natur af høj kvalitet er således præget af robuste og modstandsdygtige økosystemer, der kan levere en række af de indirekte og direkte goder, som er væsentlige for samfundet og dets borgere. Naturen har længe været i tilbagegang i Danmark med negative konsekvenser for især biodiversiteten. Der er mange årsager til tilbagegangen herunder bl.a. tab af naturarealer og tilgroning af åben natur, jf. tabel I.5.

Tabel I.5 Væsentlige trusler for natur og biodiversitet

	Effekter	Årsager
Tab af naturarealer	Naturareal erstattes af areal med mindre rigt dyre- og planteliv	Befolkningsvækst, infrastruktur og opdyrkning
Næringsstofbelastning	Ændret artssammensætning	Landbrugets gødningsanvendelse, spildevand og NO_X fra industri mv.
Fragmentering af naturarealer	Ændret mikroklima og mindsket migration af arter mellem områder	Intensivt skov- og landbrug: Rydning af hegn, dræning, pesticidanvendelse og opdyrkning
Tilgroning	Tab af åben natur og øget ensartethed i landskabet	Manglende vedligehold, f.eks. mangel på afgræsning
Pesticidforurening	Dræber dyr og planter	Pesticidanvendelse i land- og skovbrug
Manglende naturlig hydrologi	Ændret konkurrenceforhold mellem arter og dermed ændret artssammensætning	Dræning i skov- og landbrug og sænkning af grundvandsstanden

Overordnede mål

Mål om mere, bedre, tilgængelig natur og om biodiversitet

Dansk naturpolitik indeholder et overordnet mål om at skabe mere og bedre natur, der er tilgængelig for borgerne, som senest blev fremsat i forbindelse med Grøn Vækstaftalen. Endvidere underskrev Danmark sammen med 170 andre lande i 1992 FN's Rio-konvention om den biologiske mangfoldighed. Konventionen indeholder krav om, at der udvikles nationale strategier, planer eller programmer for bevarelse og bæredygtig udnyttelse af den biologiske mangfoldighed. I 2001 vedtog EU, at tabet af biodiversitet skulle stoppes inden 2010. I 2002 satte FN et mål om, at tabet af biodiversitet skulle reduceres væsentligt inden 2010.

Biodiversitetsmål udskudt til 2020

Målene om at standse eller reducere tilbagegangen i den biologiske mangfoldighed blev ikke nået, hverken i EU eller resten af verden. I 2010 kom en ny aftale i stand mellem parterne til FN's Biodiversitetskonvention i Nagoya, Japan,

hvor målet blev ændret til, at tabet af biodiversitet skulle være standset i 2020. EU har udskudt sin tidsfrist for at standse tilbagegangen i biodiversiteten til 2020, hvor den natur, der er i tilbagegang, så vidt muligt skal genoprettes.

Styringsmål

Styringsmål konkretiserer de overordnede mål

Det overordnede mål om mere og bedre natur, som er bedre tilgængelig for danskerne, er relativt enkelt at implementere i praksis, og der findes en række konkrete styringsmål, som retter sig mod dette, f.eks. målet om en fordobling af skovarealet. Målet om at standse tilbagegangen i biodiversiteten er mere komplekst, idet opfyldelsen af målet afhænger af en lang række forhold i de enkelte økosystemer. Den mest anvendte målestok for biodiversitet er artsdiversitet, dvs. antallet af forskellige arter inden for et område. Indsatsen for at bevare biodiversiteten er overvejende rettet mod at sikre arternes levesteder. Tidligere var der meget få konkrete og målbare styringsmål på naturområdet, jf. De Økonomiske Råd (2008). Imidlertid kom der med aftalen om Grøn Vækst i 2009 en række nye mål rettet mod pleje, naturgenopretning og øget naturareal, jf. tabel I.6.

Svært at vurdere målopfyldelsen

Der findes på nuværende tidspunkt kun sparsomme data om kvaliteten i den danske natur og udbredelsen af forskellige naturtyper. Endvidere er flere af styringsmålene for naturpolitikken som nævnt nye, og tidsfristen for opfyldelse ligger flere år ude i fremtiden for de fleste af dem. Det vanskeliggør en vurdering af, om målene er opfyldte eller godt på vej mod opfyldelse. I det følgende beskrives de forskellige mål, som relaterer sig til specifikke naturarealer og så vidt muligt udviklingen i miljøtilstanden i forhold til målene.

Tabel I.6 Udvalg af de vigtigste mål for biodiversitet og natur

	Mål	Frist	Lovgivning	Mål opfyldt[a)]
Biodiversitet	Standse tab af biodiversitet	~~2010~~ 2020	EU's biodiversitetsstrategi	÷ e.v.
Skov	Fordobling af skovareal (1989)	2089	Skovlov og Danmarks Nationale Skovprogram	e.v.
	Naturnær drift i alle statsskove - 25 pct. opnået i 2012	2102 2012	Danmarks Nationale Skovprogram	e.v. +
	Natur/biodiversitet som primært driftsmål for 10 pct. af samlet skovareal	2040	Danmarks Nationale Skovprogram	e.v.
	Beskyttelse af 20.000 ha Natura 2000-skov	2021	EU's naturbeskyttelsesdirektiver	e.v.
§3-natur[b)]	Beskytte naturtyper under §3	-	Naturbeskyttelsesloven	e.v.
	Pleje af ca. 40.000 ha lysåben natur uden for Natura 2000	2015	Grøn Vækst	e.v.
Natura 2000[c)]	Naturens tilbagegang i Natura 2000 skal stoppes	2015	EU's naturbeskyttelsesdirektiver	e.v
	Rydning af ca. 34.000 ha for at sikre lysåben natur	2015	Grøn Vækst	e.v.
	Retablering af ca. 16.000 ha med naturlig hydrologi	2015	Grøn Vækst	e.v.
	Pleje af ca. 20.000 ha Natura 2000-heder og -klitheder	2015	Grøn Vækst	e.v.
	Naturvenlig drift af 110.000 ha	2015	Grøn Vækst	e.v.
Økologisk landbrug	Skal udgøre 15 pct. af landbrugsproduktionen	2020	Grøn Vækst	e.v.
Ny natur og randzoner	Etablering af op til 75.000 ha ny natur og randzoner	2015	Grøn Vækst	e.v.

a) Målopfyldelse markeres med et "+", og manglende målopfyldelse er markeret med "÷". Forkortelsen "e.v." (ej vurderet) betyder, at målopfyldelse ikke har kunnet vurderes, primært fordi fristen for målene ligger ude i fremtiden.

b) §3-områder er naturarealer, som er beskyttet efter §3 i Naturbeskyttelsesloven.

c) Natura 2000-områder er områder beskyttet efter EU's fuglebeskyttelsesdirektiv og habitatdirektiv.

Skov

Skovarealet i stigning

For skovarealet i Danmark har der i lang tid været relativt konkrete mål. I 1989 fremsatte Folketinget en hensigtserklæring om, at det danske skovareal skulle fordobles i løbet af en trægeneration, dvs. 80-100 år. I årene fra 1989 er der sket et betydeligt skift i formålet med skovrejsningen. Fra især at være et redskab mod overproduktion i landbruget er skovrejsningen blevet et bredere redskab til varetagelse af hensynet til friluftsliv, biodiversitet og miljøbeskyttelse, jf. Miljøministeriet (2002). Det nationale skovprogram er bl.a. udmøntet i skovloven fra 2004 og har en række konkrete mål, hvoraf de fleste dog rækker langt ind i fremtiden. Det samlede skovareal er i fremgang, men da det langsigtede mål om en fordobling af skovarealet først gælder om 75 år, er det svært at sige noget om målopfyldelse.

Øget skovareal med fokus på biodiversitet

For de mål for skovarealet, som er rettet mod biodiversitet og beskyttelse af eksisterende skov, er der ligeledes lang tid til, inden målene skal være opfyldt. Staten har påbegyndt indførelsen af naturnær skovdrift i statsskovene, som i dag anvendes på en væsentlig større andel af statsskovene end de 25 pct., som var målet for 2012. Målet om et øget skovareal med biodiversitet som primært formål svarer med det nuværende skovareal til, at knap 60.000 ha skal være biodiversitetsskov i 2040. I den seneste opgørelse fra 2010 vurderedes det, at ca. 20.000 ha var udlagt til urørt skov og anden skov til gavn for biodiversitet primo 2001, jf. Skov og Naturstyrelsen (2010). Der er dog stadig mange af skovens truede levesteder, som ikke er beskyttet af lovgivningen på lige fod med de lysåbne naturtyper, jf. Ejrnæs mfl. (2011). Målet om, at 20.000 ha skov i Natura 2000-områder skal være beskyttet, er endnu ikke implementeret, og det er derfor vanskelligt at vurdere, hvad der ændres med hensyn til beskyttelsen i forhold til de nuværende forhold.

Lysåbne naturtyper

Generel beskyttelse af lysåbne naturtyper

Der er en generel beskyttelse af de såkaldte lysåbne naturtyper som enge, heder og overdrev i naturbeskyttelseslovens §3, jf. nedenfor. Endvidere er flere danske naturtyper beskyttet som følge af EU's habitatdirektiv fra 1992, som

sammen med fuglebeskyttelsesdirektivet udgør de såkaldte Natura 2000-områder.

Naturområder er forsvundet i løbet af de sidste 50 år

Mange lysåbne naturområder er forsvundet fra landskabet i løbet af de seneste 50 år. For at bremse den negative udvikling mht. naturområder besluttede Folketinget i 1972 at beskytte bestemte naturtyper. I 1992 blev disse bestemmelser udvidet til den såkaldte naturbeskyttelseslov, som bl.a. indeholder bestemmelser om beskyttelse af forskellige naturtyper. Loven medfører, at naturtyperne søer, moser, ferske enge, strandenge, heder, overdrev og vandløb er beskyttede overalt, hvor de forekommer i Danmark. Beskyttelsen betyder, at der ikke må foretages ændringer i tilstanden af de beskyttede naturtyper. Omkring 9,5 pct. af Danmarks areal er beskyttet gennem naturbeskyttelseslovens §3. Den danske naturbeskyttelse af §3-områderne er ikke permanent, idet områder kan vokse sig ind og ud af beskyttelsen. Der er således ikke noget mål om, hvor stort et areal der skal være §3-natur.

Arealet med vejledende registrerede §3-områder stabilt …

Der er lavet opgørelser over arealerne med §3-områder siden midt-1990'erne, jf. Nygaard mfl. (2011). Det samlede areal med vejledende registreret §3-natur har været meget stabilt i denne periode, men det dækker over relativt store ændringer for de enkelte naturtyper, jf. tabel I.7.[23] Således er det vejledende registrerede areal med vandhuller og søer øget med knap 21.000 ha, mens arealerne med strandenge og ferske enge er faldet tilsvarende. En stor andel af disse arealmæssige ændringer kan imidlertid dække over ændrede naturtypebetegnelser, f.eks. at strandsøer er ændret fra naturtypen strandeng til vandhul/sø. Samtidig har undersøgelser vist, at der kan være stor forskel mellem den vejledende registrering af §3-områder og de faktiske forhold, jf. Nygaard mfl. (2011). F.eks. findes der mange vejledende registrerede §3-områder, som er ødelagt af opdyrkning, urbanisering og tilplantning, eller som har været overset, og derfor ikke er blevet registreret. Det blev besluttet i 2011, at

… men afspejler ikke nødvendigvis de faktiske forhold

23) At arealer er vejledende registrerede betyder, at der godt kan findes arealer, som er beskyttede, selv om de ikke er registreret som beskyttet. Det sker f.eks., når et areal vokser sig ind i eller ud af beskyttelsen.

alle registreringer af §3-natur skal gennemgås i perioden 2011-13, hvilket bl.a. indebærer feltbesøg.

Tabel I.7 Vejledende registrerede §3-områder

	1996-99	**2010**
	---------- ha	----------
Eng	102.605	94.601
Mose	91.384	92.864
Hede	83.143	84.439
Overdrev	28.523	27.033
Strandeng	58.410	44.164
Sø	42.899	63.864
I alt	**406.964**	**406.965**

Kilde: Nygaard mfl. (2011).

Natura 2000 områder beskytter levesteder

Områder beskyttet af EU's naturbeskyttelsesdirektiver, dvs. fuglebeskyttelsesdirektivet og habitatdirektivet, kaldes under et Natura 2000-områder. Natura 2000 er et netværk af beskyttede naturområder, og angiver retningslinjer for fangst og jagt samt regler for beskyttelse af arter og naturtyper i Europa. Det overordnede mål er at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for naturtyper og dyre- og plantearter. Danmark er forpligtet til at sikre, at der ikke sker en forringelse af status i de udpegede områder og til at iværksætte de nødvendige tiltag for at opnå de fastsatte mål. De danske Natura 2000-områder dækker frem til 2015 godt 8 pct. svarende til ca. 360.000 ha af det danske landareal og 12 pct. af søterritoriet.[24] Hvert område får udarbejdet en Natura 2000-plan, de såkaldte naturplaner, der indeholder en basisanalyse, en beskrivelse af området, dets aktuelle naturtilstand og negative påvirkninger, mål for naturtilstanden samt et indsatsprogram. Der er et overlap mellem Natura 2000-områder og §3-områder, hvor det anslås, at

24) Arealet består af 246 Natura 2000-områder. Danmark har udpeget 252 Natura 2000-områder, men seks af disse indgår først i planperioden efter 2015, jf. Miljøministeriet (2011a).

godt 40 pct. af al §3-natur ligger inden for Natura 2000-områder, jf. Hellesen (2008).

Handleplaner for indsatsen inden udgangen af 2012

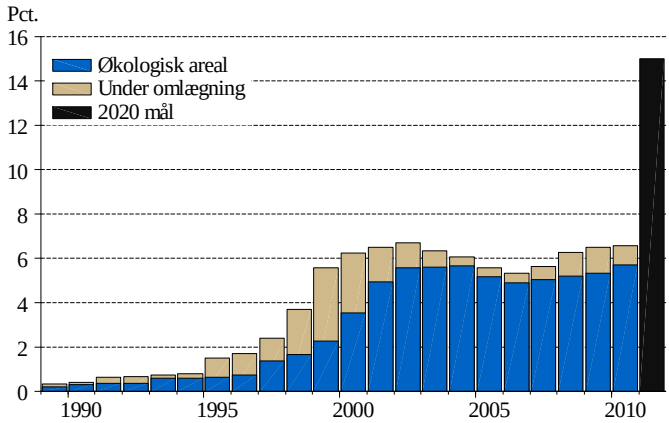
I december 2011 blev Natura 2000-planerne godkendt af miljøministeren. Disse har som mål, at tilbagegangen i den biologiske mangfoldighed skal standses, og naturen forbedres i Natura 2000-naturbeskyttelsesområderne senest i 2015. Natura 2000-planerne skal i løbet af 2012 omsættes til en række handleplaner, som fastlægger indsatsen lokalt i de enkelte områder. Blandt virkemidlerne til at opfylde målene i planerne er tilskudsordninger rettet mod driften af arealerne, men der er ligeledes mulighed for at stille krav om ændret arealanvendelse mod kompensation. Den tidligere regerings aftale om Grøn Vækst samt den nuværende regerings finanslovsaftale giver mulighed for at yde tilskud til f.eks. ekstensiv drift, pleje af heder m.v. Målene fra Grøn Vækst rettet mod rydning, pleje og naturvenlig drift af lysåbne naturtyper relaterer sig til opfyldelsen af målet om at standse tilbagegangen i biodiversiteten i Natura 2000-områderne. Der findes ikke sammenlignelige opgørelser over, hvor store arealer der på nuværende tidspunkt bliver plejet. Ud fra NaturErhvervsstyrelsens opgørelse over arealer, som modtager tilskud til pleje og miljøvenlig drift af græsarealer, var der i 2011 knap 90.000 ha, som modtog tilskud.

Økologisk areal

Økologisk landbrugsareal

Økologisk landbrug er forbundet med en række kriterier for bl.a. pesticidanvendelse, dyrkningsmetoder og dyrevelfærd. Der må eksempelvis ikke anvendes pesticider og handelsgødning. Det betyder, at påvirkningen fra økologisk dyrkede arealer i de fleste tilfælde vil være mindre belastende for dyr og planter end traditionelt landbrug. I Grøn Vækst er der et mål om, at det økologiske areal skal fordobles frem mod 2020 fra 6 pct. af det samlede dyrkede areal i 2007 til 15 pct. i 2020. Efter en kraftig stigning i slutningen af 1990'erne har det økologiske areal været stort set uændret de seneste 10 år, jf. figur I.11.

Figur I.11 Økologisk landbrugsareal i pct. af samlede dyrkede areal



Kilde: Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2011).

Ny natur og randzoner

Ny natur afspejler gamle mål

Med aftalen om Grøn Vækst fulgte målet om, at der skulle skabes 75.000 ha "ny natur". Heraf udgjorde sprøjte-, gødnings- og dyrkningsfrie randzoner langs vandløb et areal på 50.000 ha. Randzonerne var oprindeligt en del af Vandmiljøplan III (VMP III), men blev ikke opnået gennem planens virkemidler. Med Grøn Vækst blev disse randzoner imidlertid gjort obligatoriske mod fuld kompensation. Udover randzonerne dækker arealet over nye vådområder og ådale, 13.000 ha, hvoraf 4.000 ha var målsat i VMP III. Dertil kommer ny natur i Natura 2000-områderne på 1.800 ha. Endelig er der skovrejsning på 8.000 ha inden 2015. Meget af den nye natur i Grøn Vækst-aftalen er således gentagelser af eksisterende mål og planer.

Sammenhæng mellem styringsmål og overordnet mål

Målretning af styringsmål

I såvel dansk regulering som EU's direktiver er der gjort en indsats for at beskytte arter og deres levesteder, bl.a. ved en indsats over for forskellige naturtyper, skov og økologisk landbrug. Dette gøres ud fra et ønske om at bevare og øge biodiversiteten, men også ud fra et ønske om øgede rekrea-

tive værdier. Målet om at standse tilbagegangen i biodiversiteten har eksisteret i flere år i Danmark, men det er først indenfor de seneste 2-3 år, der er kommet målbare styringsmål for indsatsen i naturpolitikken uden for skovene. Det er derfor for tidligt at vurdere, om de styringsmål og den indsats, der er planlagt om pleje, rydning og sikring af naturen, er tilstrækkelige til at standse tilbagegangen i biodiversiteten i Natura 2000-områderne. Særligt i forbindelse med skov kan der dog være behov for en øget målretning af indsatsen, så de truede levesteder i skovene beskyttes. Målet om at standse tilbagegangen i biodiversiteten behandles mere udførligt i kapitel II i denne rapport.

Biodiversitetsmål ikke nået og fortsat behov for mere viden

Analyser af biodiversiteten i Danmark i sin helhed er først sat i værk inden for de seneste år. I Danmark blev målet for biodiversitet evalueret på baggrund af indikatorer fra EU's Miljøagentur i forbindelse med tidsfristen i 2010. Disse indikatorer spænder meget vidt, og det er blevet påpeget, at der med en så bred tilgang er risiko for, at de særligt sårbare dele af biodiversiteten, som er i risiko for at forsvinde, overses, jf. Ejrnæs mfl. (2011). På den baggrund udarbejdede Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) en mere udførlig vurdering af 2010-målet om at standse tabet af biodiversitet. Begge analyser kom dog frem til samme konklusion, at Danmark ikke kunne opfylde EU's mål om at standse tabet af biodiversitet i 2010. DMU-rapporten konkluderer endvidere, at en stor del af biodiversitetselementerne er i tilbagegang, men også at der generelt mangler viden om tilstand for og udvikling i biodiversiteten. Den manglende viden skyldes dels, at det nationale overvågningsprogram først begyndte at omfatte natur og biodiversitet i 2004, dels at der findes mange arter og specielle levesteder, der ikke er beskyttet af konkrete direktiver og aftaler og derfor ikke overvåges.

I.7 Målopfyldelse – vandmiljø

Vandmiljøet dækker i denne sammenhæng miljøkvaliteten i søer, vandløb, fjorde og hav samt forvaltning af drikkevandsressourcen (grundvand) og fiskeressourcerne. Der er mange goder knyttet til et rent vandmiljø, bl.a. rekreative goder som badning, sejlads, fiskeri mv. Samtidig leverer et sundt vandmiljø direkte ressourcer i form af drikkevand, fisk mv. Endelig bidrager et rent vandmiljø til biodiversiteten. De væsentligste miljøproblemer, der knytter sig til vandmiljøet, skyldes næringsstoftilførsel, miljøgifte, fysiske ændringer og overfiskeri, jf. tabel I.8.

Tabel I.8 Vandmiljøets væsentligste miljøproblemer

	Miljø- og helbredseffekter	**Primære kilder i Danmark**
Kvælstof	Eutrofiering[a)], tab af biodiversitet og rekreative værdier	Landbrug, fysiske ændringer af vandløb mv.
Fosfor	Eutrofiering[a)], tab af biodiversitet og rekreative værdier	Landbrug, spredt bebyggelse
Miljøgifte, f.eks. TBT, PAH, PCB	Hormonforstyrrende, skader immunsystem, kræftfremkaldende	Industri, renseanlæg, skibe
Vandindvinding	Knaphed på drikkevand, Forurening (nitrat, pesticider)	Vandværker, erhvervsvanding Landbrug
Fiskebestande	Tab af biodiversitet og rekreative værdier	Erhvervsfiskeri, fysiske ændringer i vandløb mv.

a) Eutrofiering er en unaturligt høj næringstilførsel, som medfører øget algevækst og risiko for iltsvind.

Overordnede mål

Danmark var forud for EU med vandmiljø-reguleringen

Koncentrationen af næringsstoffer i vandmiljøet steg igennem perioden fra 1960 til midt 1980'erne. Dette førte til, at der fra politisk side blev sat fokus på vandmiljøet. Regulering af belastningen med næringsstoffer til vandmiljøet blev introduceret i 1985 med NPO-handlingsplanen.[25] Siden fulgte de tre Vandmiljøplaner i henholdsvis 1987, 1998 og 2004 (hhv. VMP I, VMP II og VMP III), Handlingsplan for Bæredygtigt Landbrug i 1991 samt Ammoniakhandlingsplanen i 2001. I 2009 indførtes nye indsatser med Grøn Vækst, der erstattede VMP III. Alle planerne havde som overordnet mål at forbedre vandmiljøet ved at reducere udledningen af kvælstof og fosfor. Derudover har der tidligere været fastsat regionale mål for kvaliteten af søer, vandløb og fjorde i amternes regionsplanlægning. EU begyndte reguleringen af nitratforureningen af vandmiljøet med nitratdirektivet fra 1991. Nogle af reglerne i direktivet overholdt Danmark allerede på det tidspunkt. I en åbningsskrivelse til Danmark i 1997 vurderede EU-Kommissionen, at nitratdirektivet var utilfredsstillende gennemført, hvilket bl.a. var medvirkende til udarbejdelsen af VMP II.

EU's Vandrammedirektiv stiller nye krav til miljøtilstanden

Med EU's vandrammedirektiv fra 2000 er der kommet bindende mål for vandkvaliteten i overfladevand, grundvand og kystvande, som alle skal opnå det overordnede tilstandsmål om "god økologisk og kemisk tilstand" senest i 2015. Der har i de danske vandmiljøplaner været fokus på at opgøre næringsstofudledninger og lignende, mens der ikke har været tilstrækkeligt datagrundlag for at måle direkte på miljøtilstanden. EU's vandrammedirektiv opstiller imidlertid mål for tilstanden, hvilket også afspejles i nye krav til tilstandsindikatorer for vandmiljøet.

Havstrategidirektivet

I forlængelse af vandrammedirektivet har EU i 2008 vedtaget det såkaldte havstrategidirektiv, der dækker de åbne havområder, som ikke indgår i vandrammedirektivet. Formålet med direktivet er at opnå "god miljøtilstand" i alle europæiske havområder senest i 2020. Som for vandrammedirektivet skal målet nås via udarbejdelse af hav-

25) NPO står for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (O).

strategier med mål for natur og miljø, overvågningsprogrammer og indsatsprogrammer.

Miljøgifte i internationale konventioner

Udover næringsstofbelastning er der også visse problemer med udledning og forekomster af forskellige miljøgifte. Miljøgifte defineres i denne sammenhæng som tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Tungmetaller i det marine miljø er omfattet af internationale marine konventioner, bl.a. HELCOM, OSPAR og Nordsøkonferencerne. Ingen af disse fastsætter grænseværdier, men f.eks. har OSPAR som overordnet mål, at koncentrationerne af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i havmiljøet skal være tæt på et naturligt baggrundsniveau, og at der ikke må være skader på miljøet som følge af høje koncentrationer.

Styringsmål og målopfyldelse

Mål for kvælstofudvaskning og fosforoverskud delvist opnået

Det overordnede mål om et forbedret vandmiljø er udspecificeret i styringsmål for kvælstof- og fosforudvaskning samt fosforoverskud, jf. tabel I.9. De nationale mål blev introduceret i VMP I i form af en 50 pct. reduktion af kvælstofudvaskningen og en 80 pct. reduktion af fosforudvaskningen til vandmiljøet opgjort i forhold til niveauet i 1984.[26] [27] Disse mål blev videreført i VMP II med nye handlingsplaner for at mindske specielt kvælstofudledningen, hvor VMP I viste sig ikke at have tilstrækkelig effekt. Målene blev vurderet opfyldt ved slutevalueringen af VMP II i 2003. Herefter fulgte VMP III med mål om en yderligere redukti-

26) I vandmiljøplanerne blev næringsstof-belastningen opgjort som udvaskning fra rodzonen, som er mængden af udvasket næringsstof fra markernes øverste jordlag. Fra og med Grøn Vækst opgøres næringsstof-belastningen som udledning til recipienten, som er mængden af næringsstof, der når frem til recipienten (sø, vandløb og kyst/fjord). Næringsstofudledningen til recipienten er mindre end udvaskningen fra rodzonen, da en del af næringsstofferne tilbageholdes/omdannes på deres vej fra rodzone til recipient.

27) Der skelnes mellem fosforoverskud og fosforudvaskning/-udledning. Fosforoverskuddet er forskellen mellem tilført fosfor (via f.eks. gødning) og fraført fosfor (i høstede afgrøder) på markerne. Udvaskning og udledning er beskrevet i note 2 ovenfor. Bl.a. fordi der sker en betydelig binding af fosfor i jorden, er overskuddet væsentligt større end udledningen, men sammenhængen mellem de to størrelser er kompleks.

on i fosforoverskuddet på 50 pct. i perioden 2003-15, heraf 25 pct. reduktion inden 2009, og en reduktion i kvælstofudvaskningen på 13 pct. Målet for fosfor er overholdt, mens tiltagene i VMP III ikke har haft stor betydning for kvælstofudvaskningen.

Tabel I.9 Udvalg af de vigtigste mål for vandmiljø

Problem	**Mål**	**Frist**	**Lovgivning**	**Mål opfyldt** [a]
Kvælstof	÷ 50 pct. i udvaskning	2003	VMP II	+
	÷ 13 pct. i udvaskning	2015	VMP III	÷
	÷ 9.000 ton udledning	2015	Vandplaner	e.v
	÷ 10.000 ton udledning	2027	Vandplaner	e.v
Fosfor	÷ 50 pct. i overskud	2015	VMP III	+
	÷ 210 ton udledning	2015	Vandplaner	e.v.
Miljøgifte	Grænseværdier	2015	EU og andre internationale konventioner	e.v.
Vandindvinding	Bæredygtig indvinding	2015	EU's vandrammedirektiv	+[b]
	Nitrat- og pesticidindhold	2015		e.v.
Fiskebestande	Bæredygtig udvikling	-	EU's fiskeripolitik og havstrategidirektiv	e.v.
Vandmiljøets tilstand	God økologisk og kemisk tilstand	2015	EU's vandrammedirektiv	÷[c]

a) Målopfyldelse markeres med et "+". Manglende målopfyldelse er markeret med "÷". Forkortelsen "e.v." (ej vurderet) betyder, at målopfyldelse ikke har kunnet vurderes, primært fordi fristen for målene ligger ude i fremtiden.

b) Målet for bæredygtig indvinding er opfyldt på nationalt plan, men lokalt set er der nogle områder, bl.a. i Hovedstadsområdet, hvor vandindvindingen ikke er bæredygtig.

c) Selvom fristen for opnåelse af god tilstand er 2015, vurderes det, at ændringerne i tilstanden indtil videre er så relativt små, at målet ikke nås. Endvidere er dele af indsatsen udskudt.

Yderligere reduktioner som følge af vandplanerne

Grøn Vækst-aftalen fra 2009 erstattede VMP III. Grøn Vækst havde som mål, at landbrugets udledning af kvælstof til havmiljøet skulle reduceres med 19.000 ton frem mod 2015, og udledningen af fosfor til vandløb og søer reduceres med 210 ton.[28] Disse yderligere mål blev sat for at imødekomme målene i EU's vand rammedirektiv. Målene er videreført i vandplanerne, der blev fremsat i december 2011. Dog er en reduktion på 10.000 ton kvælstof foreløbigt blevet udskudt til de efterfølgende planperioder fra 2015-2027, jf. Miljøministeriet (2011b). Reduktionsmålet er således nu på 9.000 ton kvælstof inden 2015.

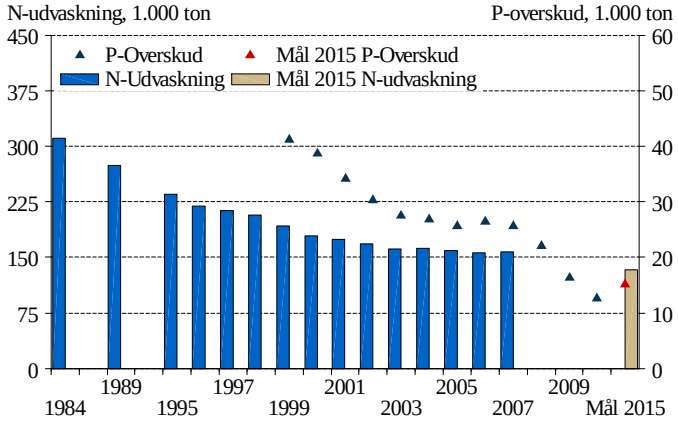
Virkemidler overfor kvælstof og fosfor

Der har været et fald i fosforoverskuddet, jf. figur I.12. Det skyldes især, at forbruget af foderfosfat er reduceret betydeligt. Målet om en reduktion i kvælstofudvaskningen på 13 pct. kunne derimod ikke opfyldes med VMP III, da de anvendte tiltag ikke havde den forventede effekt, jf. Waagepetersen mfl. (2008). Virkemidlerne til at opnå de angivne reduktionskrav i vandmiljøplanerne og Grøn Vækst har været karakteriseret ved regelstyring, som for landbrugets vedkommende især har været rettet mod øget gødningsudnyttelse, reduceret tab fra stalde og lagre samt ændret arealanvendelse.[29] Herudover blev der i 2005 indført en afgift på foderfosfat. Reguleringen har imidlertid ikke kun været rettet mod forureningen fra landbruget, men også mod påvirkningen af byernes spildevand. Den forbedrede spildevandsrensning i byerne har også haft stor betydning, specielt for fosforudledninger og især frem til begyndelsen 2000'erne.

28) I Grøn Vækst-aftalen fremgår ikke, hvad fosforudledningen var i 2009, og dermed hvad de 210 ton reduktion er i forhold til, men til sammenligning har den diffuse udledning fra dyrkede og udyrkede arealer, naturlige processer, og fra ejendomme ikke tilkoblet offentlige renseanlæg til marine kystafsnit ligget mellem 1.000 og 2.000 ton fosfor årligt i perioden 1990-2010, jf. Windolf mfl. (2011).

29) Øget gødningsudnyttelse betyder, at en større del af f.eks. kvælstofindholdet i specielt husdyrgødning gøres tilgængeligt for planterne. Dermed bliver tabet af kvælstof mindre.

Figur I.12 Kvælstofudvaskning fra rodzonen og fosforoverskud



Anm.: Målet i Grøn Vækst var en reduktion på 9.000 ton kvælstofudledning til recipienten, hvilket svarer til en reduktion i kvælstofudvaskning fra rodzonen på ca. 24.000 ton til en samlet udvaskning på ca. 133.000 ton fra rodzonen i 2015. Data for kvælstofudvaskning frem til 2007 er opgjort på landsplan i forbindelse med evalueringerne af VMP II og III. Efter 2007 findes udvaskning ikke opgjort på landsplan.

Kilde: Grant og Waagepetersen (2003), Waagepetersen mfl. (2008) samt Vinther og Olsen (2011).

Miljøgifte i det marine miljø

Som følge af vandrammedirektivet er der fastsat mål for koncentrationerne af 33 forskellige stoffer i overfladevand for såvel tungmetaller som miljøfremmede stoffer. Derudover har EU også fastsat grænseværdier for indholdet af bl.a. bly, cadmium og kviksølv i levnedsmidler, som f.eks. fisk og muslinger. Der har generelt været tale om en faldende tendens for de forskellige stoffer, men nogle af miljøgiftene findes fortsat i for høje niveauer i bl.a. muslinger. Det drejer sig bl.a. om kviksølv, Tributyltin (TBT), PAH og PCB. Der er ingen bestemt frist for, hvornår grænseværdier skal være overholdt, men indirekte bestemmer EU's vandrammedirektiv fristen, da fjorde og kystvande skal have opnået god økologisk og kemisk tilstand i 2015.

Grundvandets tilstand svagt forbedret mht. nitrat men ikke mht. pesticider

Vandrammedirektivets krav om "god tilstand" betyder, at vandindvinding på længere sigt ikke må overstige grundvandsdannelsen, og at grundvandet skal have en god kemisk tilstand, dvs. at grundvandet bl.a. skal overholde kvalitetskrav for nitrat og pesticider mv. I drikkevandsdirektivet (1998) og grundvandsdirektivet (2006) er fastsat en grænseværdi for nitrat i drikkevand og i grundvand på 50 mg nitrat/l. Der er en tendens til, at overskridelser af denne grænseværdi i det iltede grundvand er mindre hyppige end tidligere, hvilket formentlig kan tilskrives den faldende kvælstofudvaskning fra landbruget, jf. Nordemann Jensen mfl. (2011). Grænseværdien for pesticider i drikkevand er på 0,1 µg/l.[30] Andelen af boringer med fund af pesticider har været relativt konstant i de senere år, jf. figur I.13. I de fleste tilfælde skyldes forureningen stoffer, der allerede er udfaset eller er pålagt anvendelsesbegrænsninger, og problemet må forventes at blive mindre med tiden, jf. Thorling mfl. (2011).

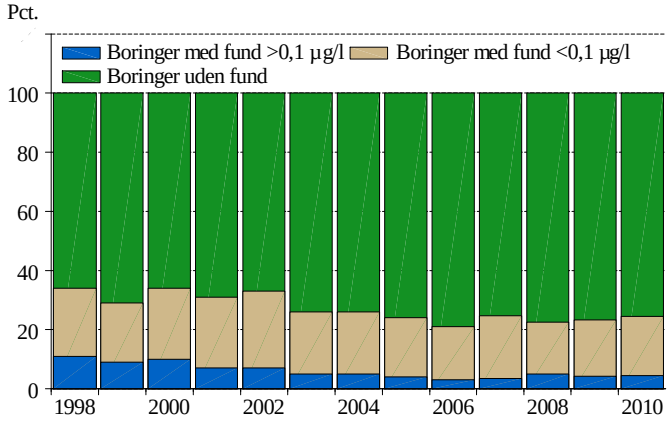
Grundvandsudnyttelsen varierer lokalt

Indvindingen af grundvand er faldet med ca. en fjerdedel siden 1990, hvilket indikerer et reduceret pres på vandressourcen.[31] Vandindvindingen har været relativt uændret de seneste år og ligger på 600-700 mio. m^3 om året, men den udnyttelige grundvandsressource for hele landet vurderes at udgøre ca. 1 mia. m^3/p.a. Selvom presset på grundvandsressourcen således ikke er et problem på nationalt niveau, er der i visse dele af landet problemer med især mængden af drikkevand, som kan indvindes.

30) Værdien er fastsat ud fra et forsigtighedsprincip på baggrund af, hvad det teknisk var muligt at måle på daværende tidspunkt og ikke ud fra en sundhedsmæssig vurdering.

31) Presset på grundvandsressourcen er et udtryk for, hvor stor grundvandsindvindingen er i forhold til grundvandsdannelsen.

Figur I.13 Fund af pesticider i vandværksboringer



Anm.: Figuren viser andelen af analyserede boringer, hvor der er fundet pesticider over og under grænseværdien i aktive vandværker og i boringer fra tidligere aktive vandværker, hvor der er kendskab til, at der er foretaget boringskontrol for pesticider. Boringer, der er analyseret flere gange samme år, er kun talt med en gang. Nogle boringer lukkes og udgår af datasættet, når der findes pesticider i dem eller af andre grunde. Tallene kan derfor være en undervurdering i forhold til den faktiske pesticidforurening af drikkevandsressourcen.

Kilde: GEUS.

Mål om et bæredygtigt fiskeri

Havets fiskebestande har været under et betydeligt pres som følge af et omfattende fiskeri. Fiskeri reguleres i vidt omfang af forordninger under EU's fælles fiskeripolitik, som har et overordnet mål om at sikre et bæredygtigt fiskeri. Herunder er der f.eks. udarbejdet flerårige planer for genoprettelse og forvaltning af bestandene. EU er for tiden i gang med at reformere den gældende fiskeriforordning fra 2002, da der stadig er problemer med overfiskning og overkapacitet i fiskerflåden.[32] Generelt reguleres fiskeriet i EU gennem kvoter, hvor de enkelte lande tildeles en årskvote af fisk. Den danske fiskerilov har et mål om at sikre en bæredygtig udvikling både i bevaringsmæssig henseende og i forhold til mulighederne for erhvervsmæssigt fiskeri, samtidig med at

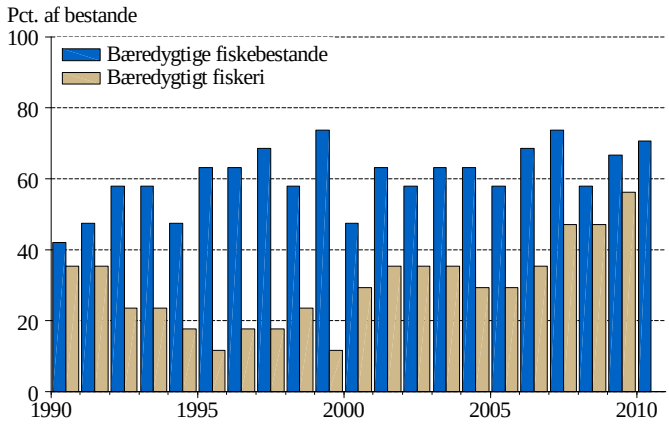
32) Rådets forordning (EF) nr. 2371/2002 af 20. december 2002 om bevarelse og bæredygtig udnyttelse af fiskeressourcerne som led i den fælles fiskeripolitik.

der sikres grundlag for et rekreativt fiskeri. Loven indeholder ikke konkrete mål for fiskebestande.

Forbedring i fiskebestande, men stadig problemer

I gennemsnit opfiskes omkring 30-40 pct. af de kommercielle fiskebestande i de danske farvande hvert år.[33] Samlet set er andelen af bæredygtige fiskebestande steget svagt siden begyndelsen af 1990'erne, jf. figur I.14. Omkring halvdelen af fiskebestandene fiskes bæredygtigt, og udviklingen har været positiv siden 1990'erne.

Figur I.14 Andelen af bæredygtige fiskebestande og fiskeri



Anm.: "Bæredygtige fiskebestande" måler andelen af 19 bestande, som er over en forsigtighedsgrænse for biomassen af gydemodne fisk. Tilsvarende for bæredygtigt fiskeri, hvor fiskeriet af 17 bestande vurderes i forhold til en forsigtighedsgrænse for biologisk sikkert fiskeri. Data dækker ti arter, som er af stor betydning for dansk fiskeri. Arterne er opdelt i flere bestande afhængigt af geografisk område, f.eks. er torsk én art med bestande i bl.a. Nordsøen og Østersøen.

Kilde: International Council for the Exploration of the Sea, www.ices.dk.

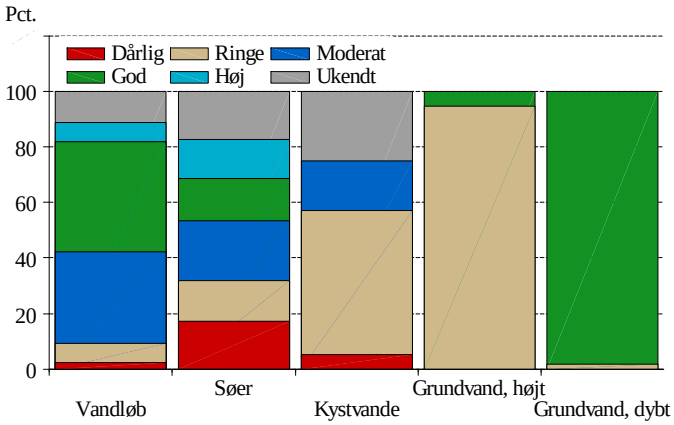
33) Andelen er vurderet ud fra fiskeri på bestande af arterne torsk, tobis, makrel, brisling, sild, rødspætte, mørksej, tunge, blåhvilling og kuller. Disse arter er nogle af de mest betydende for dansk fiskeri.

Sammenhæng mellem overordnet mål og styringsmål

Miljøtilstanden opgjort efter EU's vandramme-direktiv

Som omtalt i afsnit I.3 er det væsentligt, at styringsmålene har en klar sammenhæng med den overordnede mål. Det er derfor relevant at se på, om opfyldelsen af styringsmålene indtil nu har bidraget til en målbart bedre miljøtilstand. Et øjebliksbillede af miljøtilstanden i det danske vandmiljø kan opgøres ud fra de udarbejdede vandplaner i forbindelse med implementeringen af vandrammedirektivet. Det er derimod ikke muligt direkte at beskrive den historiske udvikling i vandmiljøets tilstand ved hjælp af disse tilstandsindikatorer. Miljøtilstanden er i vandplanerne opgjort for vandløb, søer, kystvande og grundvand. Det fremgår her, at den økologiske tilstand er under EU's standard for store dele af vandmiljøet, jf. figur I.15. Kystvande og det højtliggende grundvand er de dele af vandmiljøet, der generelt er i dårligst forfatning.

Figur I.15 Miljøtilstande for typer af vandmiljø



Anm.: Figuren viser økologisk tilstand for vandløb, søer og kystvande samt grundvandets kemiske tilstand, som opgjort i vandplanerne fra december 2011. For søers vedkommende er tilstandene beregnet ud fra antal søer, mens det for vandløb er ud fra km vandløbsstrækning og for kystvande og grundvand ud fra areal. Grundvandets kemiske tilstand er opdelt i højt- og dybtliggende grundvandsmagasiner, og vurderingen af grundvand opdeles kun i "god" og "ringe" tilstand. EU's standard for "god økologisk tilstand" svarer til summen af tilstandene "god" og "høj".

Kilde: Oplysninger fra Naturstyrelsen.

Faldende næringsstof-koncentrationer i fjorde og kystnære områder …

Næringsstofkoncentrationer i vandmiljøet er et resultat af udledninger, som er reguleret i vandmiljøplanerne, og er desuden relateret til vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand i vandmiljøet. Fjordenes vandkvalitet er påvirket af både kvælstof- og fosforkoncentrationer, mens tilstanden i de åbne, indre farvande primært er bestemt af kvælstofkoncentrationen. Udviklingen i kvælstof- og fosforkoncentrationer har generelt udvist en faldende tendens i fjorde og kystnære områder, selvom fosforkoncentrationen kun er reduceret meget lidt siden 2000, jf. figur I.16a og I.16b. For de åbne indre farvande har der ikke været samme positive udvikling. Koncentrationen af såvel fosfor som kvælstof er således nogenlunde den samme som i 1980. Dette dækker over en forværring af koncentrationerne frem til midten af 1990'erne og en forbedring i de følgende 15 år. Indsatsen over for næringsstofudledningerne har haft større positiv effekt i fjorde og ved kyster end for de åbne, indre

… men uændret for åbne, indre farvande

farvande. Det skyldes bl.a., at de danske næringsstofkilder til de åbne indre farvande udgør en mindre del af de samlede næringsstoftilførsler, jf. Christensen mfl. (2004) og Erichsen og Møhlenberg (2011).[34]

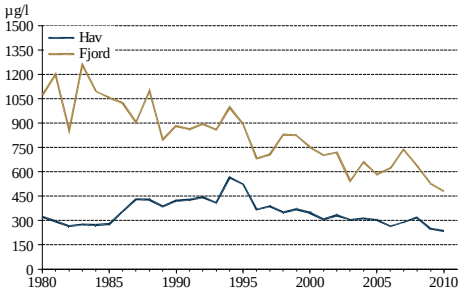
Uændret sigtdybde

På trods af faldet i tilførslen af næringsstoffer har der i perioden 1989-2010 ikke været nogen signifikant udvikling i sigtdybden, hverken ved fjord/kyst eller i de åbne indre farvande.[35] Der er heller ikke observeret nogen generel tendens til forbedringer i plante- og dyrelivet, bortset fra i 2010, hvor der var begrænset udbredelse af iltsvindet, algemængden i fjordene var lavere, og artsantallet af bunddyr steg. Mod forventning er der heller ikke observeret nogen klar udvikling i ålegræssets udbredelse i perioden, selvom kvælstofindholdet i vandet er næsten halveret. Dette antages bl.a. at hænge sammen med den uændrede sigtdybde, jf. Nordemann Jensen mfl. (2011).

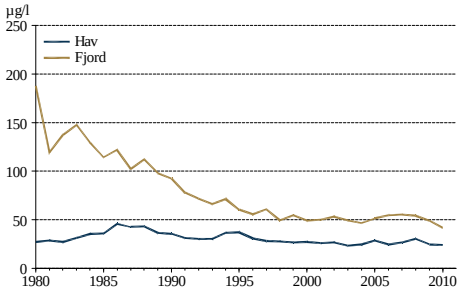
34) Tilførsel af næringsstof kommer også fra Sverige, Tyskland, Skagerrak, Østersøen og fra atmosfæren.

35) Sigtdybde er et mål for vandets klarhed og er bl.a. korreleret med mængden af alger i vandet. Sigtdybden indikerer således vandenes biologiske miljøtilstand.

Figur I.16a *Kvælstofkoncentration i kystnære områder og åbne indre farvande*



Figur I.16b *Fosforkoncentration i kystnære områder og åbne indre farvande*



Anm.: Der er tale om aggregerede tal, hvor der kan være variation mellem de faktiske forhold i lokale områder. Større udsving i de enkelte år kan bl.a. forklares ved mængden af nedbør.

Kilde: Nationalt Center for Miljø og Energi.

Betydningen af hysterese og usikkerhed for det marine vandmiljø

Den udeblevne effekt af næringsstofreduktionerne på den marine miljøtilstand (sigtdybde og ålegræs) kan tyde på, at der er tale om en grad af hysterese og muligvis irreversibilitet i det marine vandmiljø, jf. også Hansen og Petersen (2011). Der kan derfor argumenteres for at anvende et forsigtighedsprincip, hvor eventuelle usikkerheder kommer miljøet til gode i form af strengere regulering i udgangspunktet, jf. afsnit I.2. I vandplanerne er usikkerheden ved beregningsmetoder og vidensgrundlag imidlertid anvendt som argument for at reducere den krævede kvælstofreduktion, jf. boks I.5. Dermed er der risiko for, at miljøtilstanden forringes yderligere, og at det på sigt bliver sværere og dyrere at genoprette en god miljøtilstand. Problematikken forstærkes yderligere af, at en del af kvælstofreduktionskravet (10.000 ton) er udskudt til efter 2015. Hysteresen i ålegræssets udbredelse understreger dog også behovet for at finde flere anvendelige indikatorer for den økologiske tilstand.

Boks I.5 Usikkerhed og hysterese i vandmiljøreguleringen

Kvælstofreduktionskravet i vandplanerne blev fastsat ud fra modelberegninger til 28.000 ton kvælstof, Arbejdsgruppe om Ålegræsværktøjet (2011). Der er dog en usikkerhed omkring selve modelberegningerne og omkring vidensniveauet for de forskellige vandoplande. Derfor blev reduktionskravet skønsmæssigt reduceret med 30 pct. til 19.000 ton kvælstof. Større usikkerhed om reduktionsbehovet har dermed ført til lavere reduktionskrav. Man kan sige, at der anvendes et omvendt forsigtighedsprincip, hvor usikkerheden kommer landbrugsproduktionen til gode i form af mindre restriktiv regulering.

Imidlertid er der tale om en grad af hysterese i det marine vandmiljø, hvilket understøttes af, at miljøtilstandsindikatoren "ålegræs" ikke som forventet genetablerer sig i takt med faldende kvælstofindhold. Der er forhold, der betyder, at det tager tid for ålegræsset at genetablere sig, efter kvælstofmængden er reduceret. I nogle tilfælde kan sedimentet blive ustabilt i forbindelse med ålegræssets forsvinden. Derved bliver det vanskeligt for ålegræsset at genetablere sig senere, selvom vandkvaliteten forbedres.

Problemstillingen omkring ålegræs understreger samtidig, at forurening af vandmiljøet kan have langsigtede effekter, som er svære at modvirke. Det taler for en anvendelse af forsigtighedsprincippet i dets oprindelige betydning, hvor usikkerheden kommer miljøet til gavn.

Søers og vandløbs tilstand forbedret

Modsat sigtdybden i de marine farvande er søernes sigtdybde løbende forbedret siden 1989, jf. Bjerring mfl. (2011). Dette hænger sammen med lavere koncentrationer af kvælstof og fosfor samt lavere indhold af alger. Selvom tilstanden er forværret i visse søer, er der generelt tale om en positiv udviklingstendens. Som det fremgår af vandplanerne, er der dog stadig mange søer, der ikke opfylder Vandrammedirektivets miljøtilstandskrav. For vandløbenes vedkommende er der tale om en tilsvarende udviklingstendens som for søerne. Indholdet af kvælstof og fosfor i vandløbene er således faldet med henholdsvis 38 pct. og 34 pct. siden 1989. Det vurderes dog, at kvælstof- og fosforkoncentrationerne er henholdsvis 3-4 gange og 2-3 gange så høje som i upåvirkede naturvandløb, målt som gennemsnit for hele landet, jf. Windolf mfl. (2011). Udviklingen er også gået i positiv retning for den økologiske tilstand i vandløb, som udtrykkes ved Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI), jf.

Wiberg-Larsen mfl. (2010).[36] Imidlertid opfylder en stor del af vandløbene stadig ikke vandrammedirektivets tilstandskrav.

Opsummering

Plads til forbedring af vandmiljøet

Der er igennem de seneste årtier sket en generel forbedring af vandmiljøet. Forbedringen dækker dog over store lokale forskelle, ligesom vandplanernes opgørelser af den nuværende tilstand viser, at der fortsat er et godt stykke vej til, at målene er opfyldt. Der har i de danske vandmiljøplaner og i EU's vandrammedirektiv været specifikke mål for kvælstof- og fosforudvaskning samt fosforoverskud. Målene for kvælstof frem til og med VMP II blev opnået, mens de yderligere reduktioner, der var målet i VMP III, ikke blev nået. Målene for fosforoverskuddet i VMP III blev opnået. Imidlertid har vandplanerne afløst VMP III med nye mål for udledninger af såvel fosfor som kvælstof frem mod 2015. Baggrunden herfor er at opnå vandrammedirektivets mål om god økologisk og kemisk tilstand i 2015. Specielt for det marine område er der en indikation på, at hysterese medfører, at der ikke er sket nævneværdige forbedringer i miljøtilstanden på trods af fald i næringsstoftilførslen. Ud fra at fristen for opnåelse af god tilstand er 2015, vurderes det, at ændringerne i tilstanden indtil videre er så relativt små, at målet ikke kan nås inden 2015.

36) DVFI er et indeks for smådyr, som er direkte knyttet til målene i vandrammedirektivet og er anvendt i udarbejdelsen af vandplanerne. Indekset er dog kun ét ud af flere biologiske kvalitetselementer såsom planteplankton, vandplanter og bundlevende alger, smådyr og fisk, som Vandrammedirektivet foreskriver, at vandløbenes økologiske tilstand eller kvalitet skal bedømmes på baggrund af.

I.8 Målopfyldelse – kemikalier, affald og støj

Der er ingen direkte miljømæssig sammenhæng mellem områderne, kemikalier, affald og støj, ligesom påvirkningerne er skabt af menneskelig aktivitet i mange forskellige sektorer. Fælles for områderne er dog, at alle forureningstyperne mistænkes for at medføre helbredseffekter for mennesker, jf. tabel I.10.

EU-direktiverne spiller vigtig rolle

Som for mange af de øvrige miljøproblemer behandlet i de foregående afsnit bygger lovgivningen inden for disse områder i udstrakt grad på forskellige EU-direktiver. Direktiverne er efterfølgende implementeret i dansk lov. For flere af områderne er der dog ikke sat tidsfrist på, hvornår målet skal være opfyldt. Det gælder f.eks. målene om at afkoble affaldsproduktionen fra BNP eller at mindske støjen i byerne, jf. tabel I.11.

Tabel I.10 Væsentlige miljøproblemer

	Miljøeffekter	**Primære kilder i Danmark**
Kemikalier	Allergi, kræft, forringet reproduktion	Diverse produkter
Pesticider	Skader biodiversitet, helbredseffekter	Landbrug og gartnerier
Affald	CO_2, miljøgifte med afledte helbredseffekter	Byggeri, industri, husholdninger
Støj	Stress, hjerte- og kredsløbssygdomme, gener	Transport

Tabel I.11 Udvalg af de vigtigste mål indenfor kemikalier, affald og støj

	Mål	Frist	Lovgivning	Mål opfyldt[a)]
Kemikalier	Undgå forbrug af kemikalier med væsentlige negative miljøeffekter	2020	EU REACH, Danske handlingsplaner og grænseværdier for nogle stoffer	e.v.
Pesticider	Behandlingshyppighed 1,7	2009	Pesticidhandlingsplan III	÷
Affald	Afkoble affaldsproduktionen fra BNP	-	Affaldsstrategi 2005-08	÷
	Afkoble miljøbelastningen fra BNP	-	EU affaldsdirektiv, Affaldsstrategi 2009-12	e.v.
	Min. 65 pct. genanvendelse, maks. 6 pct. deponering	2012	Affaldsstrategi 2009-12	+
Støj	Mindre støj i byerne	-	Vejstøjstrategi, EU direktiv 2002/49/EF	e.v.

a) Målopfyldelse markeres med et "+". Manglende målopfyldelse er markeret med "÷". Forkortelsen "e.v." (ej vurderet) betyder, at målopfyldelse ikke har kunnet vurderes, primært fordi fristen for målene ligger ude i fremtiden.

Kemikalier

Overordnet mål for kemikalier

De overordnede mål relateret til kemikalier er at finde i "Regeringens strategi for bæredygtig udvikling". Det primære mål er at: "… forbyde, begrænse eller erstatte alle stoffer, som medfører risiko for skader på miljø og sundhed". Endvidere indgår følgende mål:

- På lang sigt skal skader på miljø og sundhed fra kombinationseffekter af kemiske stoffer undgås
- I 2020 skal ingen produkter eller varer på markedet indeholde kemikalier med særligt problematiske sundheds- eller miljøeffekter
- Danmark skal minimere restkoncentrationer af pesticider i fødevarerne og markant reducere skader på mennesker, natur og miljø

Kemikalieområdet er kendetegnet ved stor kompleksitet, idet der findes et stort antal forskellige stoffer. Dertil kommer, at der mangler viden om flere typer af kemikaliernes effekter og forekomst i miljøet. Fristen for opfyldelse af de omtalte mål ligger flere år ude i fremtiden, hvorfor det er svært på nuværende tidspunkt at sige noget om målopfyldelse.

EU og dansk regulering af kemikalier

De danske kemikalieregler er i høj grad knyttet til EU-regler og især styret af EU's REACH-forordning, som i Danmark er indarbejdet i "Lov om kemiske stoffer og produkter" samt handlingsplaner på kemikalieområdet. Målet med REACH er at sikre et højt beskyttelsesniveau for mennesker og miljø samt at styrke virksomhedernes konkurrenceevne og innovation. REACH indebærer, at alle kemikalier, som produceres i eller importeres til EU i mængder over 1 ton pr. år pr. producent, skal registreres, evalueres og godkendes. Forordningen fastsætter regler om godkendelsen af kemikalier samt en tidsfrist på 15 år, dvs. frem til 2020, inden for hvilken registreringen skal være foretaget. Derudover fastsætter Danmark selv nationale grænseværdier for hvilke koncentrationer af kemikalier, der må være i jord, luft og spildevand, mens det på drikkevandsområdet er EU-værdier, der gælder. Der anvendes et forsigtighedsprincip på kemikalieområdet, hvilket betyder, at EU og medlemsstaterne kan fastsætte det beskyttelsesniveau, som de finder er nødvendigt for at beskytte sundhed og miljø. Dette betyder bl.a., at medlemsstater kan anvende foreløbige regler, der er strengere end EU-regler, hvilket Danmark har benyttet sig af for visse stoffer. I reguleringen af kemikalier anvendes virkemidler som f.eks. afgifter, information og miljømærkning.

Pesticidanvendelse

Mål for behandlingshyppighed ikke nået

Det overordnede mål om "en markant reduktion" af skadeseffekterne ved pesticidanvendelse kommer til udtryk gennem målene om behandlingshyppighed/belastningsomfang og et mål om, at drikkevand ikke må indeholde pesticidre-

ster over grænseværdier og skal være urenset, jf. afsnit I.7.[37] Behandlingshyppighed er hidtil blevet anvendt som indikator for pesticidforbruget i landbruget, og der har været et mål herfor gennem hele årtiet. Fra et mål for behandlingshyppighed på 2,04 blev målet reduceret til 1,7 midt i årtiet. Målet er dog aldrig blevet overholdt, og der har heller ikke været en nedadgående trend, jf. figur I.17.

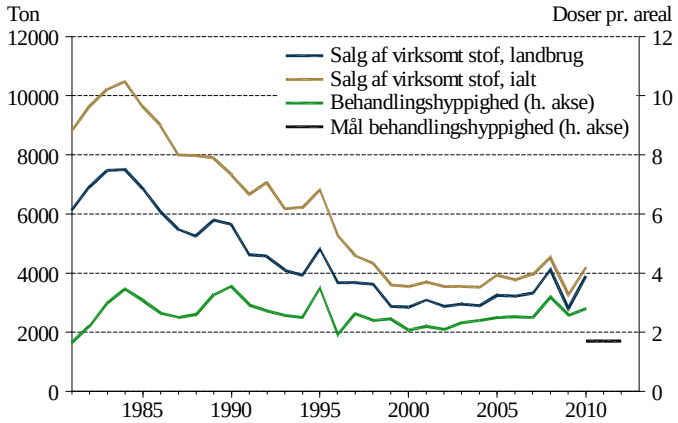
Nye mål med Grøn Vækst

Behandlingshyppighed har været anvendt som en indikator for miljøbelastningen, men er blevet kritiseret for kun at være en forbrugsindikator. Som følge af kritikken er det besluttet at erstatte behandlingshyppighedsindikatoren med en pesticidbelastningsindikator (PBI). PBI er en indikator for belastningen af miljø og sundhed som følge af pesticidanvendelsen. Pesticidbelastningsindikatoren er blevet offentliggjort for nyligt og er indtil videre beregnet for perioden 2007-10. Beregningerne viser, at PBI er steget ca. 30 pct. i perioden, mens der i samme periode kun er sket en stigning i behandlingshyppigheden på 11 pct., jf. Miljøstyrelsen (2012). Der er en række supplerende mål på pesticidområdet, herunder at nedsætte pesticidbelastningen i gartneri og frugtavl yderligere, at nedbringe pesticidforbruget hos private haveejere, at afvikle brugen af pesticider i det offentlige samt målet om, at alle jordbrug skal dyrkes efter principperne om integreret planteproduktion inden 2014.[38]

37) Behandlingshyppigheden er et udtryk for det antal gange, landbrugsarealet i gennemsnit bliver behandlet med pesticider i løbet af en vækstsæson, og er baseret på den handlede pesticidmængde og antagelser om normaldoseringen ved forskellige arealanvendelser.

38) Integreret planteproduktion er defineret som: "Rationel anvendelse af en kombination af biologiske, bioteknologiske, kemiske og dyrkningsmæssige eller planteavlsmæssige metoder, hvorved anvendelsen af kemiske plantebeskyttelsesmidler begrænses til det absolutte minimum, der er nødvendigt for at holde skadegørere under det niveau, hvor de forårsager økonomisk uacceptable skader eller tab", jf. EU-direktiv 91/414/EEC.

Figur I.17 Behandlingshyppighed i landbruget og salg af pesticider



Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken.

Virkemidler overfor pesticid-belastningen

Indsatsen overfor pesticidbelastningen har bl.a. været en godkendelsesordning for pesticider, et varslingssystem, sprøjtefrie randzoner, økologisk dyrket areal, uddannelse, informationskampagner og pesticidafgift. Fælles for alle disse virkemidler er, at det ikke er vurderet, om de medfører en markant reduktion af skadeseffekterne, hvilket er målet i "Strategi for bæredygtig udvikling" og Grøn Vækst-aftalen. Endvidere har Rigsrevisionen for nyligt kritiseret Miljøministeriets forvaltning af grundvandssikringen over for pesticider for at være utilfredsstillende, jf. Rigsrevisionen (2011).

Affald

Mål for affald: Affaldsstrategi 2008-11

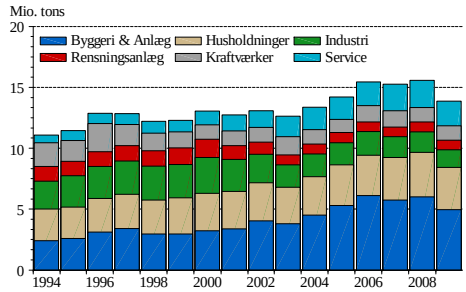
Den samlede affaldsproduktion har været jævnt stigende over perioden, jf. figur I.18a. Affaldsområdet er generelt styret af europæisk regulering, som er implementeret i dansk lovgivning. Dansk lovgivning indeholder endvidere en skærpelse af nogle af de europæiske mål. EU har i 2008 vedtaget et rammedirektiv om affald, affaldsdirektivet, som fordrer udarbejdelse af affaldsplaner og forsvarlig bortskaffelse og genanvendelse af affald. Der er derimod intet direkte mål for, hvor stor mængden af affald må være. Der

findes en række direktiver, som er målrettet forskellige affaldskategorier og -behandlingsmetoder f.eks. rettet mod batterier, elektronikaffald, emballage og deponering. I den danske "Affaldsstrategi 2005-08" indgik et mål om, at affaldsmængderne skulle afkobles udviklingen i BNP, hvilket imidlertid ikke er sket, jf. figur I.18b.

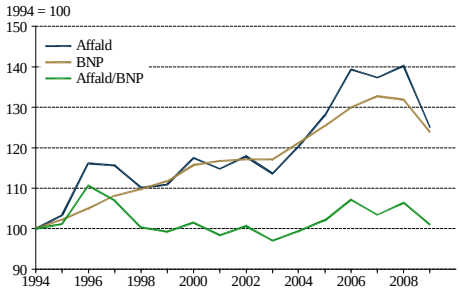
Affaldsstrategi 2009-12

I "Affaldsstrategi 2009-12" ligesom i affaldsdirektivet er der et stort fokus på affaldsforebyggelse, hvor målene bl.a. er at reducere miljøbelastningen og dermed også bryde sammenhængen mellem økonomisk vækst og miljøbelastning fra affaldsproduktionen. I forhold til "Affaldsstrategi 2005-08" er målet dermed blevet rettet mere direkte mod eksternaliteten, dvs. miljøbelastning i stedet for affaldsmængder, hvilket er positivt. I "Affaldsstrategi 2009-12" videreføres endvidere det tidligere mål om mindst 65 pct. genanvendelse og højst 6 pct. deponering i 2012, hvilket er en skærpelse i forhold til den tidligere grænse på højst 9 pct. deponering. Disse mål er opfyldt. Affaldsproduktionen reguleres bl.a. gennem afgifter, således at det er billigst at genanvende affaldet, dyrere at forbrænde det og dyrest at deponere det. Endvidere kan nævnes tiltag som pant- og retursystemet, rådgivning og information.

Figur I.18a Affaldsproduktionen fordelt på sektorer



Figur I.18b Affaldsproduktion og BNP



Kilde: Miljøstyrelsen og Danmarks Statistik, Statistikbanken.

Støj

Støj har længe været genstand for regulering

Støj er udtryk for uønsket lyd fremkommet ved menneskelig aktivitet. Mange af reglerne i Danmark på støjområdet stammer fra EU, som bl.a. har fastsat fælles europæiske grænseværdier for støjudsendelsen fra en lang række støjkilder, som f.eks. biler, motorcykler og udendørs maskiner. Endvidere stiller EU krav om, at der skal gennemføres støjkortlægninger og udarbejdes handlingsplaner for at forebygge og reducere støj.[39] I 1993 vedtog den danske regering trafikhandlingsplanen "Trafik 2005", hvor der indgik et mål om at reducere antallet af stærkt støjbelastede boliger fra 150.000 til 50.000 inden 2010. I forbindelse med en ny vejstøjstrategi i 2003 konkluderedes det, at målene i "Trafik 2005" ville være for dyre i forhold til en indsats over en længere årrække, hvorfor målene faldt bort. I vejstøjstrategien fra 2003 blev endvidere udpeget en række statslige initiativer til begrænsning af vejstøj. I en senere evaluering af vejstøjstrategien vurderedes det, at målet om reduceret vejstøj ikke var opfyldt, da der ikke umiddelbart kunne ses tegn på, at antallet af støjbelastede boliger var faldet, men tværtimod var steget, jf. Jensen (2010).

Mange danskere er stærkt påvirket af støj

Kortlægningen af vejstøj viser, at ca. 785.000 boliger, svarende til næsten hver tredje bolig, er udsat for støj fra veje, der overskrider den vejledende grænseværdi på 58 decibel (dB). Heraf er ca. 190.000 boliger stærkt støjbelastet med støjniveauer 10 dB højere end grænseværdien eller endnu højere, jf. Miljøstyrelsen (2011). Mange danskere er dermed stærkt påvirket af støj. Det er blevet anslået, at støj fra vejtrafikken koster ca. 1,5 mia. kr. årligt i geneeffekter og ca. 0,6 mia. kr. årligt i helbredseffekter, jf. De Økonomiske Råd (2011). Miljøstyrelsen fastsætter de vejledende grænseværdier for støj. Disse udtrykker en støjbelastning, der efter Miljøstyrelsens vurdering er miljømæssigt og sundhedsmæssigt acceptabel. Grænseværdierne er fastsat således, at en mindre del af befolkningen ved de

39) Regulering af støj omhandler den såkaldte eksterne støj, som er støj fra vejtrafik, jernbaner, fly og industrianlæg, jf. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2002/49/EF om vurdering og styring af ekstern støj.

givne støjniveauer vil opleve støjen som generende, men risikoen for helbredseffekter forventes at være meget lille eller nul, jf. Miljøstyrelsen (2007). Grænseværdierne varierer for de forskellige støjkilder. Reguleringen sigter primært mod forebyggelse af nye støjbelastede boliger, og der er ingen mål om, at støjgrænserne skal være overholdt i de eksisterende boliger i Danmark.

Opsummering

Kemikalier er et stort og kompliceret område. Reguleringen består af nogle overordnede mål og et omfattende registreringssystem af kemikalier, samt forbud og grænseværdier overfor testede kemikalier. Den vigtigste udvikling på området er sket gennem EU-forordningen REACH, hvor målene skal være opfyldt i 2020. I relation til pesticidbelastningen er målet om behandlingshyppighed langtfra nået. Der indføres i 2012 et nyt indeks for pesticidbelastning, og udviklingen i denne indikator viser ligeledes, at belastningen med pesticider er steget siden 2007. På affaldsområdet er det tidligere mål om en afkobling af affaldsmængderne fra den økonomiske vækst ikke opnået, mens det nyere mål om at afkoble miljøbelastningen fra den økonomiske vækst er vanskelig at vurdere. Støj er et problem, der belaster mange danskere, og det er endnu ikke lykkedes at reducere støjbelastningen væsentligt. Der er heller ingen mål for, hvornår støjgrænserne skal være overholdt.

I.9 Dansk miljøpolitik i et internationalt perspektiv

Trods forbedringer i miljøtilstanden …

Udviklingen i den danske miljøtilstand i de seneste ti år har generelt været positiv på flere områder, om end graden af målopfyldelse varierer, jf. afsnit I.5-I.8. For flere af de luftforurenende stoffer gælder det, at reduktionsmålene er blevet nået. Der er imidlertid plads til forbedring på nogle indsatsområder så som kvælstofoxider (NO_x) og de fire tjære- stoffer (PAH). For vand- og naturområdet har opfyldelsen af målene været mangelfuld. På naturområdet indikerer udsættelsen af målet om at standse tilbagegangen i biodiversitet fra 2010, at der, på trods af en styrket indsats i

… er der stadig udfordringer for vand og natur

EU-regi og i dansk miljøpolitik, stadig er behov for forbedring af indsatsen. Gennem de seneste årtier er der sket en generel forbedring af vandmiljøet, men på trods af den positive udvikling er Danmark langt fra at kunne opfylde EU's vandrammedirektiv, som skal sikre god økologisk og kemisk tilstand i vandløb, søer og fjorde inden 2015.

Pesticidmål er ikke nået

For pesticidbelastningen er målet for behandlingshyppigheden ikke overholdt, ligesom der stadig findes pesticidrester over grænseværdien i drikkevand. Inden for områderne kemikalier, affald og støj er det svært at vurdere målopfyldelsen, da målene ofte ikke er kvantificeret eller ligger langt ude i fremtiden. På trods af fremgangen i miljøtilstanden på nogle områder tyder gennemgangen af målopfyldelsen for de fire temaområder i de foregående afsnit på, at der er brug for forbedring af den danske miljøindsats. I dette afsnit sammenlignes den danske miljøindsats med indsatsen i andre lande for at sætte indsatsen og målopfyldelsen i Danmark i et internationalt perspektiv.

Offentlig miljøindsats i et internationalt perspektiv

International sammenligning af miljøpolitik er vanskelig

Det er vanskeligt at sammenligne miljøindsatsen på tværs af lande, bl.a. fordi de anvendte virkemidler i lande kan variere meget. Stort set alle lande anvender en kombination af flere virkemidler i miljøpolitikken. I nogle lande anvendes økonomiske virkemidler som skatter og subsidier hyppigt, mens andre lande i højere grad anvender administrative regler og krav, som det er vanskeligere at opgøre på en sammenlignelig måde. Forskellene i valg af virkemidler kan afhænge af forskellige traditioner og organiseringen af økonomien, som f.eks. har betydning for, hvor let det er at administrere forskellige former for regulering. Derudover varierer miljøproblemerne landene imellem, hvilket har betydning for, hvilke instrumenter der er bedst egnede.

Dele af miljøindsatsen kan ses i offentlige budgetter

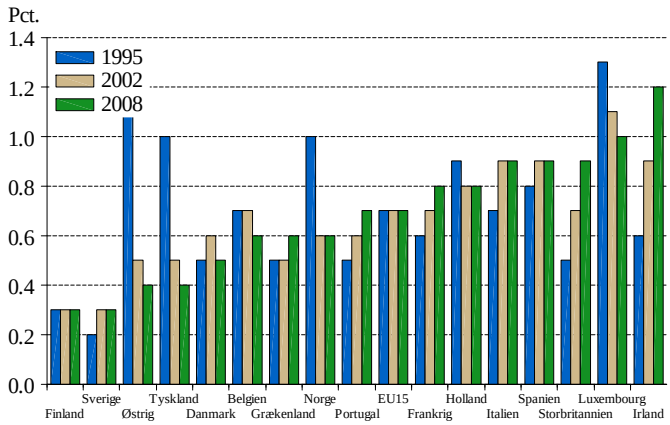
Dele af den offentlige indsats på miljøområdet kan ses i opgørelsen af de offentlige udgifter og indtægter. Den offentlige indsats på miljøområdet kan eksempelvis ske gennem tilskud til miljøforbedrende tiltag eller ophør af forurenende aktiviteter. Derudover kan den offentlige sektor have direkte udgifter til eksempelvis naturpleje, rensnings-

tiltag for spildevand eller jordforurening. Miljøindsatsen kan ligeledes være i form af beskatning af skadelige aktiviteter, hvor der lægges en afgift på forureningen. Sådanne miljørelaterede (grønne) skatter og afgifter er en anden måde at regulere miljøpåvirkningen på, som ligeledes vil optræde på de offentlige budgetter.

Danmarks offentlige miljøudgifter udgør lille del af BNP …

Set i et internationalt perspektiv udgør de offentlige udgifter til miljøformål en relativt lav andel af BNP i Danmark. For EU15 som helhed udgjorde miljøudgifternes andel af BNP 0,7 pct. i 2008, hvilket var 0,2 pct.point højere end den tilsvarende danske andel på 0,5 pct. Det var kun i Sverige Finland, Østrig og Tyskland, at de offentlige udgifter til miljøbeskyttelse udgjorde en lavere andel af BNP i 2008, jf. figur I.19.

Figur I.19 Offentlige miljøudgifter i pct. af BNP



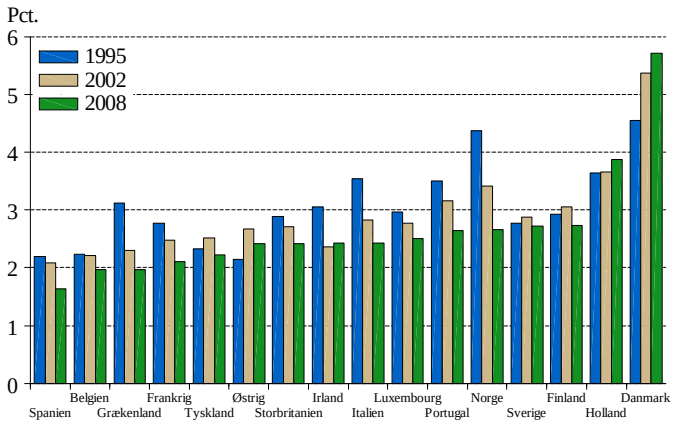
Kilde: Eurostat, www.epp.eurostat.ec.europa.eu og egne beregninger.

… men Danmark har det højeste grønne skattetryk i EU15

Sammenlignes den internationale miljøindsats i stedet på baggrund af det såkaldte "grønne skattetryk", der angiver de miljørelaterede skatters andel af BNP, ligger Danmark helt i top med et grønt skattetryk på 5,7 pct. i 2008, jf. figur I.20. Holland har det næststørste grønne skattetryk med 3,9 pct. i 2008, mens Spanien og Belgien har de laveste grønne skattetryk blandt EU15-landene. Dette skal ses i forhold til,

at Danmark samlet set har et højt skattetryk i forhold til andre EU-lande. Imidlertid ligger Danmark også højt, hvis der ses på andelen af det samlede offentlige skatteprovenu, som kommer fra miljøskatter. I 2008 udgjorde provenuet fra miljøskatterne således over 10 pct. af de samlede offentlige skatteindtægter.

Figur I.20 Miljørelaterede skatter i pct. af BNP



Kilde: Eurostat, www.epp.eurostat.ec.europa.eu og egne beregninger.

Grønne afgifter ikke altid rettet mod miljøskade

De miljørelaterede skatter i Eurostats opgørelse er defineret som skatter på fysiske enheder, der har eller er relateret til en negativ påvirkning af miljøet. Imidlertid er der flere af de miljørelaterede skatter i Danmark, hvor der kun er en begrænset relation til miljøpåvirkningen. Det samme gør sig muligvis gældende for flere af de andre lande, hvorfor tallene skal fortolkes med forsigtighed. Blandt de miljørelaterede skatter i Danmark findes eksempelvis registrerings- og ejerafgiften på transportområdet. Her er det vanskeligt at tilskrive hele afgiftens størrelse en negativ miljøbelastning, jf. kapitlet om Grønne afgifter i De Økonomiske Råd (2009). Flere af de miljørelaterede skatter i Danmark har således også provenuskabelse til formål og er dermed ikke fastsat med henblik på at regulere miljøbelastningen optimalt.

Offentlig miljøindsats består også af regler og standarder

Opgørelserne af de offentlige miljøudgifter og -skatteprovenu demonstrerer pengestrømme, og de kan derfor ikke alene lægges til grund for en vurdering af den samlede offentlige miljøindsats i et internationalt perspektiv. Dette skyldes for det første, at det helt grundlæggende er vanskeligt at udspecificere alle miljørelaterede transaktioner i de offentlige regnskaber. For det andet er miljøhensyn ofte en integreret del af større projekter, ligesom miljøreguleringen på flere områder er baseret på regler og standarder, der leder til tilpasningsomkostninger for virksomheder og forbrugere. Disse tilpasningsomkostninger indgår ikke i opgørelsen af de offentlige miljøudgifter og opgøres ikke af Danmarks Statistik. Endelig siger indsatsens økonomiske omfang ikke nødvendigvis noget om, hvor effektiv indsatsen er til at nå målene.

Dansk miljøindsats i internationalt perspektiv

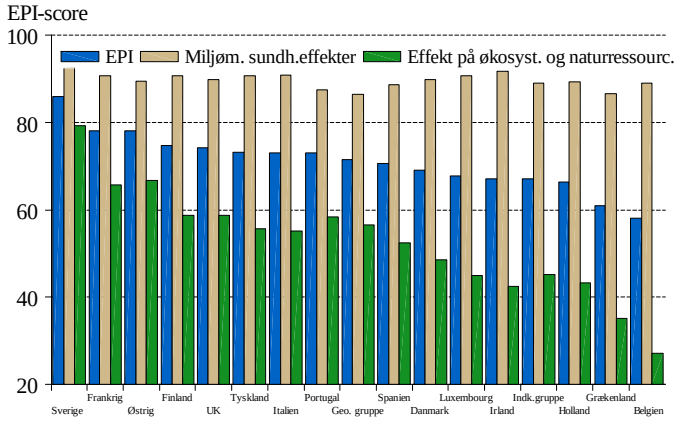
Miljøindsats opfattes generelt som godt

Der tales i flere sammenhænge om, at Danmark har en førerposition på det grønne område, bl.a. i Grøn Vækst og regeringsgrundlaget fra oktober 2011. Dette understøttes kun delvist, når der ses på indikatorer for effektiviteten af miljøpolitikken i et internationalt perspektiv. Danmark er rangeret i den bedste femtedel blandt 163 lande i henhold til Environmental Performance Index (EPI), som er et indeks for miljøbeskyttelse og -indsats, jf. boks I.6.

Ifølge indeks er der dog plads til forbedring

Sammenlignes den danske miljøindsats ud fra EPI med indsatsen i andre EU-lande, er billedet imidlertid mindre klart. Indekset placerer Danmark på en tiendeplads af EU15-landene, bl.a. overgået af Sverige, Tyskland og Storbritannien, jf. figur I.21. Sammenlignes den danske EPI-score med gennemsnittet for lande, der har lignende geografiske forhold, klarer Danmark sig dårligere. Til gengæld er den danske score højere end for gennemsnittet i den indkomstgruppe, Danmark tilhører. Det er særligt den danske indsats på områderne for biodiversitet og fiskeri, der trækker ned, hvorimod indsatsen inden for luftforurening og landbrug er bedre i Danmark end gennemsnittet for lande med tilsvarende indkomst og geografi.

Figur I.21 Indekset EPI for EU15



Anm.: Geografisk gruppe er et gennemsnit af EPI-score for 30 europæiske lande, som har geografiske forhold svarende til de danske, mens indkomstgruppen er et gennemsnit af score for den første decil for indkomst pr. indbygger, som Danmark tilhører.

Kilde: Yale Center for Environmental Law & Policy og Center for International Earth Science Information-Network (2010).

Stigende antal åbningsskrivelser fra EU

Antallet af åbningsskrivelser fra EU-Kommissionen til Danmark er en anden indikator for miljøindsatsen, som siger noget om, hvorvidt EU's miljødirektiver implementeres korrekt i dansk lovgivning, jf. boks I.6. Antallet af åbningsskrivelser er steget siden 2003, og sammenlignet med de EU-lande, Danmark oftest sammenlignes med, er denne tendens kun gældende for Danmark. Stigningen i antallet af sager kan være et tegn på, at Danmark er blevet dårligere til at implementere EU-målene inden for miljøområdet. Det er særligt for områderne natur og affald, at implementeringen har været mangelfuld. Antallet af åbningsskrivelserne er dog stadig lavt i Danmark.

Boks I.6 International sammenligning af miljøindsats

For at få et indtryk af hvordan dansk miljøindsats ligger i forhold til andre landes, anvendes følgende to indikatorer:

Environmental Performance Index (EPI)
Yale University har udviklet et indeks (EPI), som sammenligner miljøbeskyttelse og -indsats på tværs af 163 lande i 2010. Formålet med indekset er at rangere de nuværende miljøforhold ved at undersøge, hvor tæt det enkelte land er på at opfylde diverse miljømål sat ud fra internationale forpligtelser, nationale reguleringer og ekspertvurderinger. Indekset er opdelt i to kategorier, som måler henholdsvis de miljømæssige sundhedseffekter på mennesker og effekter på økosystemer og naturressourcer. De to kategorier er opdelt i ti politikområder, der samlet beskrives ved hjælp af 25 indikatorer for langsigtede bæredygtighedsmål for sundhed eller økosystemer. Indikatorerne er tildelt forskellige vægte baseret på eksperters vurdering af vigtigheden af indikatoren for miljøet, jf. Yale Center for Environmental Law & Policy og Center for International Earth Science Information-Network (2010). Danmark er placeret som nummer 32 ud af de 163 lande, der er analyseret.
Det er vanskeligt at sammenligne miljøtilstand internationalt, især fordi miljøindsatsen ikke kan måles direkte. EPI er usikkert, og en evaluering af indekset har vist, at rangordningen af landenes miljøindsats er følsom overfor vægtningen af indikatorerne, jf. Saisana og Saltelli (2010). Evalueringen finder, at rangordningen af knapt 60 lande ændres væsentligt med vægtningen. Følsomhedsanalysen viser imidlertid, at indekset ikke ændres meget for Danmarks vedkommende, når vægtningen ændres. Evalueringen placerer den danske indsats som nummer 36 ud af 163 lande, og sammenlignet med EU15 rækker den danske placering til en tiendeplads lige som i EPI indekset.

Åbningsskrivelser fra EU
EU-Kommissionen har til opgave at kontrollere implementeringen af EU-direktiver i de enkelte medlemslande. Hvis Kommissionen vurderer, at et medlemsland ikke har implementeret et direktiv korrekt eller på anden måde ikke har overholdt sine forpligtelser i henhold til EU-retten, sender Kommissionen en såkaldt åbningsskrivelse til det pågældende land. Hvis medlemslandet ikke tilretter sin implementering af direktivet, vil Kommissionen lægge sag an mod landet ved EU-Domstolen. Antallet af åbningsskrivelser på miljøområdet mod Danmark er steget jævnt fra otte til 13 i perioden 2003-09, jf. European Commission (2010). I forhold til de lande, Danmark normalt sammenlignes med, er Danmark det eneste land, hvor antallet af åbningsskrivelser er steget siden 2003. Antallet af åbningsskrivelser på miljøområdet mod Danmark er dog lavest for alle EU-lande i starten af perioden, ligesom antallet af åbningsskrivelser fortsat er lavt.

Danmark klarer sig pænt, men er ikke et forgangsland på miljøområdet

De internationale sammenligninger af miljøindsats og implementering indikerer, at Danmark klarer sig pænt i forhold til andre lande, om end Danmark ikke kan siges at være foregangsland på miljøområdet generelt. Særligt for biodiversitet vurderes præstationen som svag ud fra indikatorerne, hvor både implementeringen og miljøindsatsen synes at halte bagefter i forhold til de lande, Danmark normalt sammenlignes med. Det stemmer således overens med nogle af de problemområder, som blev identificeret i de foregående afsnit.

I.10 De kommende års miljøpolitik

Nye initiativer på vej både nationalt og internationalt

I de foregående afsnit har fokus primært været på at evaluere miljøpolitikken i de seneste 10 år. I dette afsnit diskuteres udvalgte nationale og internationale initiativer, som sætter dagsordenen på miljøområdet fremadrettet. I efteråret 2011 var der regeringsskifte, og S-R-SF-regeringen har fremlagt et regeringsgrundlag med et erklæret fokus på grøn omstilling af økonomien. I forlængelse heraf fremlagde regeringen et udspil, der skal danne grundlag for en ny energiaftale for perioden 2012-20. Der er også internationalt en række initiativer på vej: Klimatopmødet i Durban i december 2011 førte bl.a. til en plan for processen omkring udformningen af en bindende global aftale om reduktioner i udledningen af drivhusgasser. Endelig er en reform af EU's landbrugspolitik på vej, hvor Kommissionen har fremlagt et forslag, som skal forhandles på plads i løbet af 2012.

Regeringsgrundlag "Et Danmark, der står sammen"

Miljøpolitik i regeringsgrundlaget

Regeringsgrundlaget beskriver de planer, som regeringen har for sin embedsperiode og dermed hvilke politiske tiltag, der er på vej, jf. Regeringen (2011a). Der beskrives flere forskellige tiltag på miljøområdet inden for bl.a. klima, transport og landbrugets miljøpåvirkning, jf. boks I.7. Regeringens planer for miljøområdet er omtalt som en "grøn omstilling" af økonomien, der skal fremme vedvarende energi, forbedre den kollektive trafik og skabe grønne vækstvirksomheder. Regeringsgrundlaget afspejler også den internationale dimension i miljøpolitikken, som affødes af

grænseoverskridende miljøproblemer. Der lægges bl.a. op til, at regeringen vil arbejde for en bindende international klimaaftale og for skrappere mål for reduktioner af CO_2-udledningen i EU. Ligeledes er også indsatsen inden for kemikalieområdet og natur- og vandmiljø omtalt i forbindelse med den eksisterende EU-lovgivning.

Miljøpolitik og erhvervspolitik?

En del af den grønne omstilling, der omtales i regeringsgrundlaget, er rettet mod at understøtte det, der omtales som Danmarks "grønne styrkepositioner", samt at give danske virksomheder et forspring i konkurrencen på nye grønne eksportmarkeder gennem miljøregulering. Dermed skal miljøpolitikken ifølge regeringsgrundlaget samtidig være en del af regeringens erhvervspolitik.

Øremærket støtte til forskning inden for energi og miljø

Som en del af den grønne omstilling tales om øgede midler øremærket til forskning inden for energi og miljø. Dette er implementeret i den brede aftale om forskningsreserven i forbindelse med finanslovsaftalerne for 2012. Ud af knap 1 mia. kr., som udgør forskningsreserven i 2012, er godt halvdelen af midlerne øremærket til støtte til forskning på energi- og miljøområdet. I alt er der afsat 521 mio. kr. i 2012, hvoraf 80 mio. kr. deles ligeligt mellem forskning i miljøteknologi og fødevareteknologi, mens 120 mio. kr. går til forskning i fremtidens energisystemer. Størstedelen af beløbet er afsat til støtte til et udviklings- og demonstrationsprogram for energiforskning, som bevilges 321 mio. kr. i 2012, jf. Finansministeriet (2011).

Boks I.7 De væsentligste tiltag på miljøområdet i regeringsgrundlaget

Indsatsen på miljøområdet omtales som en "grøn omstilling" af økonomien, og regeringsgrundlaget beskriver de planlagte indsatser på miljøområdet inden for forskellige temaer. Der lægges bl.a. op til, at der skal udarbejdes en ny bæredygtighedsstrategi for Danmark til erstatning af den seneste fra VK-regeringen, som kom i 2009, og at der skal indføres nye retningslinjer for beregning af samfundsøkonomiske analyser af miljø- og energiprojekter, herunder en lavere diskonteringsrente. De væsentligste punkter inden for de enkelte temaer er nævnt nedenfor.

Grøn økonomi og erhvervsudvikling:

- En omlægning af skatter og afgifter skal sikre, at der skabes de rette incitamenter til at tænke og handle grønt

Klima og energi:

- Udslippet af drivhusgasser og andre former for luftforurening knyttet til afbrænding af fossile brændsler skal nedbringes
- Hele energiforsyningen skal dækkes af vedvarende energi i 2050
- Forsknings- og udviklingsmidler til grønne energi- og klimateknologier opprioriteres
- Danmark vil arbejde for, at der i EU fastlægges bindende mål for energibesparelser og vedvarende energi også efter 2020, og at EU's mål for reduktion af CO_2-udledningen i 2020 øges fra 20 pct. til 30 pct. i forhold til 1990-niveau
- Internationalt vil Danmark arbejde for en ambitiøs og bindende klimaaftale og sikre, at Danmark lever op til sin del af ansvaret for reduktion, teknologioverførsel og klimafinansiering
- En klimaplan fremlægges i 2012; den vil fastsætte et nyt mål for reduktion af drivhusgasudledningen fra ikke-kvotesektoren

Transport:

- Provenuneutral reform af personbilsafgifterne. Elbilers fritagelse for registreringsafgift forlænges til 2015
- Fremme energieffektive køretøjer som hybrid plug-in og elbiler
- Kilometerbaseret afgift på lastbiler. Provenu bruges på at gøre den kollektive trafik billigere og på investeringer i den kollektive trafik
- Betalingsring i Hovedstadsområdet. Provenu anvendes til bedre og billigere kollektiv trafik i Hovedstadsområdet
- Større frihed for de største byer til at etablere effektive ren-luftzoner og vedtage krav til luftkvaliteten og virkemidler til at opnå dem

Boks 1.7 De væsentligste tiltag på miljøområdet i regeringsgrundlaget, fortsat

Vandmiljø og natur:

- Vand- og Naturplaner skal gennemføres tættere på tidsfristen fastsat i EU
- Naturplan Danmark skal sikre bevarelse af naturens mangfoldighed og sikre en rig natur med sammenhængende naturområder samt et rent miljø også til havs
- Naturplan Danmark skal skabe mere natur og etablere mere skov også bynært
- Naturplan Danmark skal gøre naturen mere robust over for følgerne af klimaændringer og bidrage til at reducere Danmarks klimaforurening
- Naturplan Danmark skal tage udgangspunkt i EU- og FN- beslutninger og love om havmiljø, vandmiljø, naturbeskyttelse og biodiversitet

Landbrug:

- Industrilandbrug skal reguleres på linje med anden industri
- Danmark skal være det land, hvor de kommende års miljøteknologi inden for fødevareproduktion og landbrug udvikles
- Regulering af landbrugets brug og udvaskning af kvælstof og brugen af sprøjtegift skal skærpes bl.a. via højere pesticidafgift og større sikkerhedszoner omkring vandboringer
- Omlægningen til økologi skal fremmes yderligere, så målet om en fordobling af arealet i 2020 nås
- Der nedsættes en natur- og landbrugskommission til udarbejdelse af forslag til løsning af landbrugets strukturelle, økonomiske og miljømæssige udfordringer, herunder hvordan erhvervet kan bidrage i klimaindsatsen og til miljø- og naturindsatsen

Kemikalier:

- Der etableres et program for udvikling af renere teknologi til fremme af substitution af farlige stoffer i produkter
- Kemikaliekontrollen og Danmarks position inden for studier af kemikaliers cocktaileffekt skal styrkes
- Regeringen vil arbejde for udfasning af hormonforstyrrende produkter i EU bl.a. gennem en restriktiv regulering under REACH

Miljøregulering og tilskud flytter ressourcer

Støtte til specifikke teknologier kan lede til udvikling af en højteknologisk industri med beskæftigelse og eksport. Dette kan imidlertid ikke tages som en indikation af, at den førte politik har været en succes. Miljøregulering og tilskud til

specifikke industrier flytter eksisterende ressourcer såvel inden for den enkelte virksomhed som mellem brancher. Disse ressourcer ville næppe være ubenyttede eller mindre benyttede i fravær af reguleringen, men ville derimod være i anvendelse i andre sektorer. Normalt vil beskæftigelse, der ikke er betinget af offentlige tilskud eller krav, være mere produktiv end beskæftigelse, der er betinget af sådanne tilskud.

Positive afsmitnings-effekter begrunder ikke særlig høj støtte til energiforskning

Generelt kan det alligevel være velbegrundet at støtte forskning og udvikling, fordi sådanne aktiviteter har positive, såkaldte "spillover-effekter" til andre end den forskende enhed. Dette kan motivere støtte til forskning tæt på grundforskningsniveauet, og det begrunder kun ekstraordinær støtte til bestemte områder, hvis spillover-effekterne herfra er særligt stærke. Der er tidligere fundet en positiv afledt effekt på andre virksomheders produktivitet af private virksomheders forskning i en analyse på danske data. Denne analyse tyder dog samtidig på, at den afledte effekt af privat energiforskning er mindre end effekten fra anden privat forskning, jf. De Økonomiske Råd (2011). Ekstraordinær, øremærket støtte til netop privat energiforskning er derfor sandsynligvis en dårlig samfundsøkonomisk investering.

Støtte til forskning i fravær af anden regulering

Målrettede tilskud til forskning i teknologi kan give en tilskyndelse til teknologiudvikling i fravær af anden regulering. På den baggrund kan der være grund til at øremærke midler til forskning i bestemte typer af miljøteknologi, hvis en mere direkte miljøregulering ikke er mulig. Netop på energiområdet er en sådan direkte regulering imidlertid mulig i form af afgifter på CO_2 og andre skadelige stoffer indeholdt i de fossile brændsler. Til sammenligning er det vanskelligere at pålægge målrettede afgifter på udledningen af ikke-energirelaterede drivhusgasser fra f.eks. landbruget. Dertil kommer en lang række andre miljøproblemer, f.eks. kvælstof og pesticider, hvor skadesvirkningen af øget udledning varierer geografisk. I finansloven for 2012 er der udover midlerne fra forskningsreserven afsat 50 mio. kr. i 2012 til et nyt miljøteknologisk udviklings- og demonstrationsprogram.

Erhvervsfremme gennem forskningsstøtte?

Udviklings- og demonstrationsprogrammerne er ofte rettet mod markedsmodning af teknologier og forskning med et umiddelbart kommercielt potentiale. Sådanne aktiviteter vil ofte have mindre eller slet ingen positive afledte spillover-effekter på andre virksomheder. En sådan støtte har derfor langt hen ad vejen karakter af ren erhvervsstøtte. Hvis det drejer sig om at sikre implementering af ny teknologi, kan dette gøres ved brug af krav om, at virksomheder bruger den bedste tilgængelige teknologi, f.eks. i forbindelse med udvidelser eller nye anlæg.

Grønne komparative fordele giver ikke grund til erhvervsstøtte

I nogle tilfælde vil teknologiske løsninger kunne importeres fra andre lande, mens det i andre tilfælde vil være danske virksomheder, som udvikler egnede løsninger. For miljøet er det ikke afgørende, hvorfra løsningen kommer. Det er usikkert, om Danmark på sigt vil have en komparativ fordel i at producere grønne teknologier, men hvis det er tilfældet, vil private aktører sandsynligvis have bedre kendskab til fordelene end offentlige myndigheder, hvorfor dette ikke giver en selvstændig begrundelse for erhvervsstøtte.

Klima- og energipolitik: COP17 og "Vores Energi"

Udviklinger inden for klimapolitikken

Den danske indsats på klimaområdet skal ses i et internationalt perspektiv bl.a. i lyset af den proces, der foregår i FN-regi med henblik på at nå en global bindende aftale om reduktion af udledningen af drivhusgasser. I december 2011 blev den 17. konference blandt parterne (Conference Of the Parties – COP17) holdt i Durban i Sydafrika.

Begrænset succes af klimatopmødet i Durban

COP17 i Durban er blevet udlagt som både en success og en fiasko af politikere, NGO'er og andre. Overordnet set skete der fremskridt i forhold til at få igangsat den grønne klimafond, som blev besluttet ved COP15 i København i 2009. Derudover besluttede nogle lande, herunder EU-landene, at tage en runde mere med Kyoto-protokollen, og der blev lavet en plan for processen omkring udarbejdelsen af en global, bindende aftale om reduktioner af udledningen af drivhusgasser (Durban Platform), jf. boks I.8. Durban Platform med vedtagelsen af en tidsplan for en bindende aftale er blevet betegnet som en diplomatisk succes, men der vil gå lang tid, inden der vil være en effekt på udlednin-

gen af drivhusgasser. Der lægges således op til en aftale, som først træder i kraft fra 2020.

Vores Energi: Fossilfrit samfund i 2050

Regeringen har lagt op til en ambitiøs dansk klima- og energipolitik med regeringsgrundlaget og energiudspillet, "Vores Energi", til en ny energiaftale fra november 2011.[40] Udspillet lægger ligesom den tidligere regerings "Energistrategi 2050" op til et fossilfrit samfund i 2050, hvor hele energiforsyningen skal bestå af vedvarende energi (VE). Allerede i 2035 skal el og fjernvarme udelukkende produceres ved hjælp af VE med et delmål om 50 pct. i 2020. Udspillet lægger endvidere op til, at vindenergi skal udgøre 50 pct. af elforbruget i 2020. Brugen af kul skal udfases senest i 2030 med et delmål om en reduktion på 65 pct. i 2020 i forhold til i dag, bl.a. ved øget brug af biomasse. Oliefyr skal ligeledes være udfaset i 2030, jf. Regeringen (2011b).

40 pct. reduktion i drivhusgasemission i 2020

Det er hensigten med "Vores Energi", at de samlede danske udledninger af drivhusgasser i 2020 skal være 40 pct. lavere end i 1990. Heraf vil de 35 pct. ifølge regeringens udspil være en følge af implementeringen af de nævnte tiltag i forhold til vedvarende energi og udfasning af kul, oliefyr mv. De sidste 5 pct.point skal nås gennem en klimaplan, som skal komme i løbet af 2012. Der bebudes ligeledes et nationalt mål for ikke-kvotesektoren, som formentlig vil være strammere end det eksisterende EU mål om en reduktion af udledningerne på 20 pct. i 2020 i forhold til 2005.

40) Ved redaktionens slutning var der endnu forhandlinger i gang om en ny energiaftale. Udspillet er i den forbindelse revideret flere gange, dog uden væsentlige kvalitative ændringer i tiltagene og finansieringen af dem.

Boks I.8 Resultaterne fra COP17 i Durban

COP17 fandt sted i Durban i Sydafrika fra den 22. november til den 9. december 2011. Målet var at komme en global bindende aftale om reduktion af udledningen af drivhusgasser nærmere. Resultaterne er kort opsummeret nedenfor:

- En Durban Platform, hvor der stiles efter et forpligtende resultat for alle verdens lande. Nedsættelse af en arbejdsgruppe, der skal starte processen med at udarbejde en forpligtende aftale, som kan vedtages senest i 2015 (COP21) og træde i kraft og implementeres fra 2020

- Definition af en anden forpligtelsesperiode under Kyoto-protokollen fra 1. januar 2013 til 31. december 2017 eller 31. december 2020. Omfattende EU, Schweiz, Norge og hvem, der ellers tilslutter sig.[a] Beslutningen om længden af perioden er udskudt til 2012. EU har forpligtet sig til at reducere udledningerne med 20 pct. i forhold til 1990-niveauet. Reduktionsforpligtelsen øges til 30 pct., hvis andre udviklede lande forpligter sig tilsvarende, og hvis udviklingslande forpligter sig efter evne og ansvar. Island, Liechtenstein, Norge og Schweiz har afgivet tilsvarende løfter. Debatten om at overføre overskydende østeuropæiske emissionsrettigheder fra 1990'erne udskydes til COP18

- Etableringen af en grøn klimafond stadsfæstes: Fonden skal formidle penge og viden fra i-lande til klimaprojekter i u-lande. Den kortsigtede finansiering omfatter 30 mia. dollar i 2010-12. Den langsigtede finansiering omfatter 100 mia. dollar pr. år fra 2020. Der blev ikke truffet nye beslutninger om fondens størrelse mv. på COP17

a) Indtil videre har følgende forpligtet sig (reduktion/basisår): EU (20 pct./1990), Hviderusland (5-10 pct/1990), Kroatien (5 pct./1990), Island (15 pct./1990), Kazakhstan (15 pct./1992), Liechtenstein (20 pct./1990), Monaco(30 pct./1990), Norge (30 pct./1990), Schweiz (20 pct./1990), Ukraine (20 pct./1990). New Zealand og Australien vil muligvis deltage i anden runde, mens Canada, Japan og Rusland har meddelt, at de ikke vil forpligte sig i anden forpligtelsesrunde.

Loft for CO_2-udledning fra energiforsyning sættes i EU's kvotesystem

Satsningen på en udbygning af energiforsyningen med VE tager ikke højde for, at energiforsyningen er omfattet af EU's kvotesystem. Det samlede loft for CO_2-udledningen fra kvotesektoren er fastsat på europæisk plan gennem udstedelsen af kvoter. Den danske satsning på VE kan reducere CO_2-udledningen fra dansk energiforsyning, men det vil ikke have nogen betydning for den samlede udledning, idet kvoterne, som ikke anvendes i Danmark, i stedet

vil blive anvendt i et andet EU-land. Den samlede udledning af CO_2 fra Europa vil således være uændret. EU's kvotesystem er det mest omkostningseffektive af de instrumenter, der i dag anvendes til reduktion af CO_2-udledningen. Den del af "Vores Energi", der retter sig mod at nedbringe udledningen af drivhusgasser fra ikke-kvotesektoren, har større berettigelse i en klimasammenhæng.

Finansiering af Vores Energi

Regeringens energiudspil har et finansieringsbehov på 5,6 mia. kr. i 2020. Finansieringsbehovet skyldes især udgifter til udbygning af VE-forsyningen og tabt provenu fra afgifter på brug af fossile brændsler, jf. Regeringen (2011b). Finansieringsbehovet er ifølge regeringens udspil på 0,2 mia. kr. i 2012 og stiger frem mod 2020. Der lægges op til at finansiere udgifterne ved brug af en øget PSO-afgift på el, en ny PSO-afgift på gas, og en ny "forsyningssikkerhedsafgift", samt en forøgelse af elselskabernes nettariffer, jf. tabel I.12.[41] Den såkaldte forsyningssikkerhedsafgift er en afgift på alle fossile brændsler og biobrændsler til rumvarme. Af konkurrencehensyn foreslås det i udspillet, at energiafgiften på procesenergi lempes med 0,6 mia. kr. Dertil kommer særlig rabat på PSO-afgiften for de virksomheder, som har et meget højt elforbrug, og de virksomheder, som producerer egen strøm.

Tabel I.12 Finansiering af Vores Energi i 2020

	Formål	**Mia. kr.**
Forsyningssikkerheds-afgift	Tilskud til biogas mv.	0,8
	Dækning af tabt provenu	2,1
PSO-afgift[a)]	Udbygning af VE	1,8
Nettariffer	Energieffektivisering	0,9
I alt		**5,6**

a) Dækker både en stigning i den eksisterende PSO-afgift på el og en ny PSO-afgift på gas.

Kilde: Regeringen (2011b), tabel 5.1.

41) PSO-afgiften (Public Service Obligation) er et tillæg til elprisen, som alle elforbrugere betaler. En lignende afgift indføres i henhold til udspillet på gas.

EU's kvotesystem danner rammen om dansk energi- og klimapolitik

Dansk energi- og klimapolitik skal ses i sammenhæng med EU's kvotesystem. En del af Danmarks energiforbrug er imidlertid ikke omfattet af kvotesystemet. Det gælder først og fremmest fossile brændsler til transport, boligopvarmning og i mindre energiforbrugende virksomheder. Hvis energiforbruget her omlægges til el, bliver det omfattet af EU's kvotesystem, og dermed vil omlægning til el eller fjernvarme automatisk reducere CO_2-udledningen, fordi udledningen af drivhusgasser i kvotesektoren ikke kan stige på EU-niveau. Klimamæssigt vil det derfor være fordelagtigt at få flyttet energiforbruget over mod el og fjernvarme.

PSO-afgiften gør el dyrere

Finansieringen af energiudspillet betales i høj grad af elforbrugerne gennem en forhøjet PSO-afgift og dermed højere elpriser. Det gør el mindre konkurrencedygtigt over for olie og gas. Derved risikerer energiudspillet at modvirke en flytning af energiforbruget til kvotesektoren. Gevinsten ved varmepumper, elbiler og anden teknologi, der skifter forbruget over mod el, bliver mindre, fordi prisen på el stiger. Der vil derfor være færre, som ønsker at gennemføre udskiftningen til el alt andet lige. Prisforholdet mellem el og andre energiformer påvirkes dog også af introduktionen af en PSO-afgift på gas samt af den nye forsyningssikkerhedsafgift. Samlet set er der lagt op til en forhøjelse af en lang række energirelaterede afgifter, som skal finansiere en omkostningsfuld ekstrasatsning på VE i energisektoren. En satsning, der som nævnt, ikke vil bidrage til at reducere den samlede europæiske CO_2-udledning.

Klimaet håndteres bedst i internationalt regi

Ud over de rene klimamæssige effekter vil en prisstigning på el også kunne forringe konkurrenceevnen i danske elforbrugende virksomheder. Konkurrenceevneeffekterne er en god grund til at håndtere klimaspørgsmålet internationalt, ligesom problemets globale karakter betyder, at national enegang næppe vil være gavnligt på klimaområdet, jf. også afsnit I.3.

Prisstigninger er markedssignaler

I regeringens udspil til en ny energiaftale er forventningen om høje, fremtidige priser på fossile brændsler en væsentlig del af motivationen for den planlagte indsats. Indsatsen skal således gøre Danmark mere robust overfor fremtidige prisstigninger. Imidlertid vil de forventede prisstigninger af

sig selv få aktørerne på markedet til at reagere. De forventede prisstigninger giver således energisektoren incitament til teknologiudvikling og investeringer i alternative energiformer. Derved vil der i takt med stigende priser på olie, gas og kul af sig selv ske et skift væk fra brugen af fossile brændsler. Der er derfor ikke af den grund brug for en offentlig indsats på området. Det er heller ikke nødvendigvis således, at en udbygning af alternative energiformer skal ske i Danmark for at kunne forsyne danskerne med energi. For eksempel er Danmark knyttet til et stabilt og effektivt nordisk elmarked, hvor danskerne kan handle el, og hvor konkurrence mellem elproducenterne i markedet til enhver tid sikrer de lavest mulige elpriser.

Reform af EU's landbrugspolitik

EU's landbrugspolitik vigtig for dansk landbrug

I regeringsgrundlaget lægges der op til, at der skal nedsættes en kommission til at se på landbrugets økonomi og miljøpåvirkning. Udviklingen i dansk landbrug er imidlertid også i høj grad påvirket af, hvordan EU's landbrugspolitik er indrettet. EU's landbrugspolitik blev indført i 1962 og er siden indførelsen blevet justeret flere gange, jf. boks I.9. EU-Kommissionen fremlagde i oktober 2011 et reformforslag om, hvordan landbrugspolitikken skal tilrettelægges efter 2013, jf. boks I.10. Dette forslag skal behandles i Europaparlamentet og i Ministerrådet i det kommende år. En del af forhandlingerne vil finde sted under Danmarks EU-formandskab i første halvdel af 2012.

Nyt forslag til landbrugspolitik efter 2013

Danske landmænd modtager knap 7 mia. kr. årligt gennem enkeltbetalingsordningen. I Kommissionens forslag er fordelingen af midlerne mellem medlemslandene justeret, så bl.a. Danmark vil få mindre landbrugsstøtte i fremtiden. De seneste reformer af landbrugspolitikken har haft øget fokus på landbrugets miljøpåvirkning. Således er udbetaling af den arealbetingede støtte, enkeltbetalingsordningen, i dag afhængig af, at landmanden lever op til en række miljøkrav under det, som tilsammen betegnes "krydsoverensstemmelse". Miljøfokus forstærkes i Kommissionens reformoplæg, hvor 30 pct. af den direkte støtte gøres betinget af miljøgavnlige aktiviteter på bedriften.

Boks I.9 EU's landbrugsstøtte – kort fortalt

EU's landbrugspolitik kan opdeles i to søjler: Søjle I omfatter pris- og markedspolitikken samt ordningerne for direkte støtte. Søjle II består af landdistriktspolitikken, jf. også beskrivelsen i afsnit I.4 om arbejdsdelingen i miljøindsatsen.

1962-1991: Prisstøtte og opkøb
Da den fælles landbrugspolitik i EF blev etableret i begyndelsen af 1960'erne, var landbrugspolitikken lagt an på at sikre selvforsyning med fødevarer og at sikre stabile indkomster i landbruget. Dette blev opnået gennem markedsordninger, der sikrede et vist prisniveau for landbrugsvarer gennem brug af importtold og eksportstøtte kombineret med støtteopkøb til faste minimumspriser. Prisstøtten fungerede ved, at EF opkøbte landbrugsvarer, når prisen faldt til et vist niveau. Opkøbte fødevarer blev solgt, når udbuddet faldt, hvilket bidrog til at stabilisere fødevarepriserne, så usikkerheden omkring befolkningens fødevareomkostninger og landbrugets indkomster mindskedes. Forskelle mellem EF-priser og verdensmarkedspriser udlignedes ved importtold og eksportstøtte. Som følge af prisstøtten opstod problemer med overskudsproduktion, store budgetudgifter, forvridninger samt øget miljøbelastning. Reformer var nødvendige for at mindske overproduktionen, og i 1984 indførtes mælkekvotesystemet og andre mængdebegrænsninger. Endelig blev MacSharry-reformen gennemført i 1992.

1992-2004: Produktionsstøtte
MacSharry-reformen indeholdt en reduktion af de garanterede mindstepriser. For at kompensere for faldet i prisstøtten, blev den direkte produktionsstøtte indført. Landmændene modtog nu et fast, direkte tilskud, som blev tildelt pr. hektar eller pr. dyr differentieret efter typen af afgrøde og husdyr. Desuden indførtes braklægningsordningen og ledsageforanstaltningerne, hvor der blev givet støtte til diverse miljøtiltag. Dermed blev de to søjler indført i EU's landbrugspolitik. Søjle I var fortsat erhvervsstøtte, og her brugtes langt hoveddelen af budgettet. Søjle II gik til støtte til andre landbrugsmæssige formål under landdistriktsprogrammet.

2005-2013: Den afkoblede støtte
Som led i forberedelserne til WTO-forhandlingerne besluttede EU's Ministerråd i 2003, at hovedparten af den direkte støtte skulle afkobles fra produktionen. Det blev til "enkeltbetalingsordningen", en produktionsuafhængig ha-støtte, som blev gennemført i Danmark i 2005. Samtidig blev det besluttet at overføre 5 pct. af midlerne til landdistriktsprogrammet, som dækker miljøforbedring og landdistriktsudvikling. I 2008 blev der gennemført en evaluering af EU-støtten, som førte til en vedtagelse af landbrugspolitikken indtil 2013. Evalueringen førte til, at yderligere midler kunne overføres til miljøformål, og at næsten alle resterende ordninger koblet til produktionens størrelse afkobles senest i 2012.

Boks I.10 Kommissionens reformforslag til landbrugspolitikken efter 2013

EU-Kommissionens forslag til reform af landbrugspolitikken indikerer, at budgettet for landbrugspolitikken bevares på 2013-niveuaet svarende til knap 63 mia. euro årligt, jf. European Commission (2011). Fordelingen af midler mellem medlemslandene justeres, så medlemslande, fortrinsvist i Østeuropa, hvis andel af støtten er mindre end 90 pct. af EU-gennemsnittet, får øget støtte. Stigningerne modsvares af et fald i støtten for lande, der får mere end 90 pct. af EU-gennemsnittet, herunder Danmark, som i oplægget står til at miste 5 pct. af støtten i forhold til i dag.

Fire direkte støtteformer
Den direkte støtte til landmændene inddeles i fire ordninger:

- Grundbetalingsordning – tilskud pr. hektar landbrugsjord – afløser den nuværende enkeltbetalingsordning
- "Grønne tilskud", jf. nedenfor (30 pct. af budgettet for søjle I)
- Unge landbrugere under 40 år, som har haft bedrift i maks. 5 år (maks. 2 pct. af budgettet for søjle I)
- Mindre landbrugere – forenklet ordning med fast årligt tilskud på mellem 500 og 1000 euro i alt i stedet for grundbetalingsordningen (maks. 10 pct. af budgettet for søjle I)

Støtte fra grundbetalingsordningen over 150.000 euro årligt til en enkelt bedrift reduceres. De midler, som ikke udbetales til bedrifterne på grund af denne mekanisme, overføres til medlemsstatens landdistriktsmidler, hvor de kan anvendes til tilskud til innovation og investeringer.

Grønne tilskud
Ordningen vedrørende de "grønne tilskud", som udgør 30 pct. af midlerne under søjle I, er ikke valgfri, men gælder derimod alle landmænd, som modtager grundbetalingen: De grønne tilskud kan ses som kompensation for krav om miljøgavnlige aktiviteter på bedriften såsom reduktion af drivhusgasudledningen, understøttelse af målene for Natura 2000-områderne mv. Økologiske bedrifter vil automatisk være berettiget til grønne tilskud. For øvrige bedrifter vil støtten udbetales på betingelse af, at følgende krav opfyldes:

- Der skal dyrkes mindst tre forskellige afgrøder på den dyrkbare jord, hvis denne overstiger 3 ha og ikke er udlagt til græsareal eller braklagt
- Eksisterende græsarealer skal bevares
- Der udlægges arealer til "økologisk fokusområde" svarende til mindst 7 pct. af det dyrkbare areal på hver bedrift. Det kan eksempelvis være dyrkningsfrie bræmmer, braklægning, levende hegn, skov eller lignende

Generelt tilskud, men behov for miljøindsats varierer lokalt

Der er væsentlig lokal variation i behovet for miljøindsats i landbruget. Der kan således være nogle bedrifter, som ideelt set bør afvikles helt, mens andre bedrifter ikke belaster miljøet i en grad, som berettiger en øget miljøindsats med deraf afledte effekter på produktionen. Det afhænger bl.a. af, om landbruget ligger i et følsomt område, f.eks. i et udsat vandopland eller i et Natura 2000-område. Kommissionens forslag lægger potentielt op til en øget indsats i landbrugserhvervet generelt med et krav om, at 7 pct. af bedriftens areal skal være "økologisk fokusområde". Det er dog endnu uafklaret, hvordan de 7 pct. af arealet fortolkes i forhold til de eksisterende krav, som landmændene opfylder, f.eks. de permanente dyrkningsfri randzoner i Danmark. Det grønne tilskud vil formentlig være et af temaerne i de fremtidige forhandlinger om reformforslaget.

Krydsoverensstemmelse

Udbetalingen af den direkte støtte er som nævnt knyttet til kravene om krydsoverensstemmelse. Der lægges i EU-Kommissionens forslag op til en vis forenkling af kravene. Samtidig foreslås en udvidelse af kravene i form af forpligtelserne for den enkelte bedrift i forbindelse med vandrammedirektivet, når det er klarlagt, hvilke krav landbrugerne skal opfylde. Dermed vil landmændene kunne trækkes i EU støtten, hvis ikke de tiltag, som de pålægges gennem vandplanerne, iværksættes. Forslaget kræver dog, at samtlige medlemslande har udarbejdet detaljerede handleplaner med krav til den enkelte landmand, før det iværksættes, hvorfor det formentlig ikke bliver aktuelt i de nærmeste år.

Landdistriktsprogrammet mere resultatorienteret

I Kommissionens forslag sættes 23 pct. af midlerne til landbrugspolitikken af til Landdistriktsprogrammet. I dag kan medlemslandene overføre op til 30 pct. af EU's landbrugsstøtte fra søjle I til søjle II ved modulation, jf. boks I.4. I Danmark bliver 10 pct. af midlerne i dag overført. Reformforslaget lægger op til, at kun 10 pct. af midlerne kan flyttes fra søjle I til søjle II fremadrettet, samt at der skal tages en bindende beslutning for hele perioden i 2013. Kommissionens forslag lægger op til at gøre Landdistriktsprogrammet mere resultatorienteret. Der fremlægges en række nye prioriteringer for Landdistriktsprogrammet i perioden 2014-20 samt krav om, at der skal fastsættes kvantitative mål for hvert enkelt indsatsområde, så der

løbende kan evalueres. Det foreslås yderligere, at 5 pct. af midlerne tilbageholdes i en resultatreserve og kun udbetales, når der er dokumenteret fremskridt i retning mod målopfyldelsen.

Principper for ordninger bibeholdes

Medlemsstaterne skal i dag anvende 25 pct. af bevillingsrammen for Landdistriktsprogrammet på tiltag vedrørende arealforvaltning og bekæmpelse af klimaforandringer. Dette krav opretholdes, ligesom de grundlæggende principper fra de eksisterende landdistriktsprogrammer bibeholdes. Således må landdistriktsmidlerne, som udbetales som tilskud, primært benyttes til frivillige tiltag, som går udover opfyldelsen af gældende krav og regler. Ordningerne vil fortsat være baseret på årlige betalinger for en nærmere specificeret periode, hvor aftalen gælder.

I.11 Sammenfatning og anbefalinger

I kapitlet er udviklingen i miljøtilstanden i Danmark gennem de seneste ti år belyst i forhold til de gældende mål for dansk miljøpolitik. I det følgende samles op på kapitlets konklusioner, ligesom der gives en række anbefalinger til miljøpolitikken fremadrettet.

Miljøtilstand og målopfyldelse

En positiv udvikling i miljøtilstanden …

Generelt har der i de seneste ti år været en positiv udvikling i retning mod at opfylde målene på flere miljøområder i Danmark. Der er sket reduktioner af luftforureningen, men der er fortsat problemer med tjærestoffer (PAH) og kvælstofoxider (NO_x). For drivhusgasudledningen har målet været defineret i Kyoto-protokollen, hvor muligheden for at anvende kreditter betyder, at målet for 2008-12 vil kunne nås. For natur og vandmiljø har målopfyldelsen været mere mangelfuld. Det erklærede mål om at standse tilbagegangen i biodiversitet senest i 2010 blev ikke nået, og målet er på EU-niveau blevet udskudt til 2020. Trods forbedring af vandmiljøet er målene i Vandmiljøplan III om reduktion af kvælstofudvaskningen ikke nået, og der er fortsat et godt stykke vej til vandrammedirektivets mål om god økologisk og kemisk tilstand, som skal nås i 2015. Endvidere er der

… dog med udfordringer for natur og vandmiljø

fortsat problemer med overfiskeri for nogle fiskebestande i såvel danske som andre EU-farvande.

Pesticidbelastning langt fra mål

For pesticidbelastningen er målene om reduktion af behandlingshyppigheden langt fra nået. Endvidere er indvindingen af grundvand til drikkevand ikke bæredygtig i hovedstadsområdet. Målopfyldelsen er vanskelig at vurdere for kemikalier, affald og støj.

Danmark klarer sig godt, men er ikke foregangsland

Samlet set synes der at være fremgang på flere områder inden for miljøpolitikken, og set i et internationalt perspektiv ligger Danmarks miljøindsats inden for de bedste 20 pct. blandt godt 160 lande ifølge EPI. I forhold til sammenlignelige lande inden for EU kan Danmark imidlertid ikke bryste sig af at være foregangsland på miljøområdet på basis af EPI.

Principper for gode mål i miljøpolitikken

Miljøpolitikken er international

Miljøpolitikken tager udgangspunkt i fastsættelsen af overordnede mål, der beskriver påvirkningen af eller den ønskede tilstand for miljø og natur. Langt størstedelen af de miljøpolitiske mål i Danmark er i dag bestemt af internationale love og aftaler, og der er gode argumenter for, at international regulering er hensigtsmæssig på en stor del af miljøområdet. Det er således både naturligt og hensigtsmæssigt, at EU spiller en stor rolle i reguleringen af grænseoverskridende forurening. Ligeledes kan eventuelle effekter af miljøregulering på dansk konkurrenceevne reduceres, når reguleringen koordineres på EU-plan.

Syv principper for gode mål

I praksis suppleres de overordnede mål i miljøpolitikken ofte af mere konkrete styringsmål og virkemidler. Der er i kapitlet opstillet en række konkrete økonomiske principper for, hvordan hensigtsmæssige mål på miljøområdet bør fastlægges. Det er vigtigt, at målene:

- er målrettede den markedsfejl, som skal korrigeres
- er rimelige i forhold til miljøskaden og omkostninger ved at reducere påvirkningen
- tager højde for samspil med andre mål og miljøpåvirkninger
- håndterer usikkerheder på en hensigtsmæssig måde
- er konkrete, målbare og har en klar tidshorisont
- modsvarer miljøproblemets geografiske udstrækning
- giver størst mulig fleksibilitet i valget af virkemidler

Ikke alle mål er hensigtsmæssige

Både eksisterende og nye mål på miljøområdet bør leve op til disse principper, hvilket ikke alle de nuværende miljømål gør. Der er derfor grund til at genoverveje nogle af de nationale mål, herunder eksempelvis målene om fordobling af skovarealet, øget økologisk landbrugsareal, reduktion af bruttoenergiforbruget samt behandlingshyppigheden for pesticider. Endvidere er en målsætning fra det nylige udspil "Vores Energi" om en isoleret dansk udbygning med VE i energisektoren ikke hensigtsmæssig. På det internationale plan er EU's kvotesystem meget velegnet til at håndtere målet om at reducere CO_2-udledningen. Opdelingen i en kvote- og en ikke-kvote sektor er imidlertid en udfordring, der gør den samlede regulering mindre omkostningseffektiv. Det er en vigtig del af den politiske beslutningsproces løbende at forbedre målene og at holde fast i eksisterende "gode" mål.

Usikkerhed om sammenhænge i miljø og natur

I nogle tilfælde kan den tilgængelige information om miljøtilstanden og effekten af menneskelige påvirkninger være begrænset. Det betyder, at der er usikkerhed om, hvad der skal til for at opnå en given miljøtilstand. I sådanne tilfælde giver det mening at sætte et overordnet mål for den ønskede miljøtilstand, som implementeres i en række styringsmål, der opfylder principperne ovenfor, og som bidrager til at

opfylde det overordnede mål. Vandrammedirektivets tilstandsmål for vandmiljøet er et godt eksempel på et sådant mål, som betyder, at indsatsen kan igangsættes og løbende revurderes, efterhånden som der indsamles mere viden. Når der er usikkerhed om effekten af den menneskelige påvirkning af miljø og natur, vil der ofte være god grund til at anvende et forsigtighedsprincip. Det gælder særligt, hvis miljøtilstanden kan forværres uigenkaldeligt, eller hvis efterfølgende genopretning vil indebære højere omkostninger end en indsats nu.

Dårlig idé at lempe indsats pga. usikkerhed

Forsigtighedsprincippet anvendes også i dansk miljøpolitik, men i forbindelse med vandplanerne til opfyldelse af vandrammedirektivet anvendes princippet omvendt. Her har usikkerhed om indsatsbehovet begrundet, at reduktionskravene til kvælstof er reduceret, ligesom en del af indsatsen er udskudt. Det er ikke hensigtsmæssigt, da der er tegn på, at tilbagegangen i vandmiljøets kvalitet er kendetegnet ved hysterese og i nogle tilfælde irreversibilitet. Det betyder, at omkostningerne ved at nå et givet miljømål kan blive væsentligt forøgede, hvis indsatsen udsættes. Alligevel er en række af de mål, som Danmark skulle opfylde ved udgangen af 2000'erne, blevet udskudt. Det gælder bl.a. biodiversitetsmålet, som er udskudt til 2020. Danmark har ligeledes udskudt en del af indsatsen i vandrammedirektivet. På begge områder er der en væsentlig risiko for, at udsættelse af tidsfristen fordyrer indsatsen.

Ikke altid tilstrækkelige virkemidler til målopfyldelse

Af hensyn til troværdigheden af de fastsatte mål er det vigtigt, at der angives tilstrækkelige virkemidler til at nå målene. Fraværet af tilstrækkelige virkemidler giver usikkerhed om, hvorvidt den politiske vilje til at sikre målopfyldelse er til stede og svækker tilskyndelsen hos virksomhederne til at udvikle og ibrugtage relevant miljøteknologi.

National klima- og energipolitik i EU's kvotesystem

Dansk energipolitik harmonerer ikke med EU's kvotesystem

Øget støtte til vedvarende energi (VE) i kvotesektoren i Danmark vil ikke føre til lavere CO_2-udledning globalt set. Antallet af kvoter er givet i EU, og uudnyttede danske kvoter vil blive brugt i andre EU-lande. Samtidig vil brugen af PSO-afgiften til finansiering af udbygningen af vedva-

rende energikilder i Danmark gøre el mindre konkurrencedygtigt over for olie og gas i kraft af de højere elpriser. Dette gør det mindre attraktivt at flytte det individuelle fossile energiforbrug over til el og dermed ind under kvotesektoren, hvor udledningen reguleres mest omkostningseffektivt. Prisforholdet mellem el og andre energiformer påvirkes dog også af introduktionen af en PSO-afgift på gas samt af den nye forsyningssikkerhedsafgift. Samlet set er der lagt op til en forhøjelse af en lang række energirelaterede afgifter, som skal finansiere en omkostningsfuld ekstrasatsning på VE i energisektoren. En satsning, der som nævnt, ikke vil bidrage til at reducere den samlede europæiske CO_2-udledning.

Dansk enegang løser ikke klimaproblem

Dansk enegang på klimaområdet vil ikke bidrage til at afhjælpe problemet med global opvarmning, men kan derimod have betydelige omkostninger. I stedet bør der arbejdes for strammere mål for reduktionen af drivhusgasser gennem EU og FN. Det er derfor positivt, at regeringen i regeringsgrundlaget lægger op til at gøre en indsats for det internationale samarbejde på området. Givet det eksisterende kvotesystem i EU er det dog ikke hensigtsmæssigt at arbejde for, at EU fastlægger mål for energibesparelser og udbygning af VE. Energibesparelser er ikke direkte koblet til drivhusgasudledningen, ligesom kvoteloftet af sig selv vil sikre en hensigtsmæssig udbygning med VE. EU's kvotesystem er det bedste eksisterende bud på en omkostningseffektiv mekanisme til regulering af klimaområdet. Regeringen bør derfor arbejde for at styrke systemet ved stramme reduktionsmål for CO_2-udledningen – også efter 2020 – gennem udstedelsen af færre kvoter. Hvis Danmark ønsker at gå længere på klimaområdet, end der kan opnås enighed om i EU og andre internationale fora, bør indsatsen dermed ikke ske gennem nationale tiltag indenfor kvotesektoren. Et højere ambitionsniveau i klimapolitikken kan mere meningsfyldt realiseres ved opkøb og destruktion af CO_2-kvoter eller gennem køb af udledningsrettigheder i ikke-kvotesektoren i andre EU-lande udover Danmarks eksisterende forpligtelser. Hvis det højere ambitionsniveau skal realiseres gennem rent nationale tiltag, bør de rette sig mod ikke-kvotesektoren.

Grøn omstilling af økonomien

Grønne afgifter påvirker også arbejdsudbud

Der er i det seneste par år kommet øget fokus på grøn omstilling af økonomien og grøn vækst, som bl.a. skal fremmes gennem miljøpolitikken. I Danmark anvendes mange økonomiske virkemidler i miljøpolitikken både i form af skatter og subsidier. Miljøskatter og såkaldt grønne afgifter har til formål at begrænse forurening og anden miljøskadelig adfærd. Miljøskatterne afspejler imidlertid typisk ikke alene den negative afledte effekt på miljøet. Mange såkaldt grønne afgifter er således også begrundet i ønsket om at skaffe provenu til finansiering af offentlige udgifter, som det må formodes at gælde eksempelvis registreringsafgiften. De høje afgifter har – uanset formål – en negativ påvirkning af arbejdsudbuddet. Dette skyldes, at højere afgifter reducerer købekraften ved en given lønindkomst – grundlæggende på samme måde som højere skat på arbejdsindkomst reducerer gevinsten ved gå på arbejde. En omlægning fra skat på arbejde til (grønne) afgifter bidrager derfor ikke nødvendigvis til større arbejdsudbud og beskæftigelse.

Forurenende adfærd bør beskattes ens på tværs af sektorer

Som udgangspunkt bør provenubegrundede skatter pålægges den bredest mulige skattebase, mens skatter rettet mod markedsfejl, der medfører forurening, så vidt muligt bør afspejle den samfundsøkonomiske omkostning ved forureningen. Når en skat skal korrigere en markedsfejl, bør den pålægges alle forurenere på tværs af sektorer. Dette indebærer bl.a., at landbrugets udledning af ikke-energirelaterede drivhusgasser bør reguleres, så der effektivt etableres en drivhusgasafgift, der modsvarer kvoteprisen/CO_2-afgiften for andre erhverv. Det kan eksempelvis ske på basis af drivhusgasregnskaber for den enkelte bedrift svarende til de eksisterende gødningsregnskaber.

EU's landbrugsreform giver nye muligheder

EU-Kommissionens forslag til en reform af landbrugspolitikken indeholder nye muligheder for at øge landmændenes miljøindsats. Gennemføres EU-Kommissionens forslag om, at opfyldelse af vandrammedirektivet skal indgå i kravene til krydsoverensstemmelse i forbindelse med EU-støtten, kan det give landmændene øget incitament til at iværksætte de nødvendige tiltag for at føre vandplanerne ud

i livet. Generelt bærer Kommissionens forslag præg af et øget fokus på miljøet i fremtidens landbrugspolitik ved at gøre 30 pct. af landbrugsstøtten miljøbetinget i det nye grønne tilskud.

Det kan dog være omkostningsfuldt…

Imidlertid er det usikkert, om den generelle tilgang i reformforslaget udgør en omkostningseffektiv måde at opnå den ønskede miljøbeskyttelse. Det nye grønne tilskud stiller krav om miljøindsats på en omfattende del af den enkelte landmands areal. Behovet for en øget miljøindsats varierer imidlertid lokalt og afhænger eksempelvis af jordforhold, nærhed til vand og tilstedeværelsen af værdifuld natur. I praksis er der derfor en risiko for, at værdien af indsatsen på mindre miljøfølsomme områder kan være lav i forhold til omkostningerne. Omvendt er der en risiko for, at indsatsen bliver for lille på de mest følsomme områder. Miljøpolitikken bør tage hensyn til den lokale variation i behovet for og værdien af indsatsen, som afhænger af, hvor den udsatte natur og de belastede vandoplande findes.

… hvis ikke der tages hensyn til lokale forhold

Tilskud målrettet forskning inden for energiteknologi kan ikke anbefales

Der gøres i stigende grad brug af offentlige tilskud til miljørelateret forskning, udvikling og demonstration bl.a. gennem de strategiske forskningsprogrammer. De seneste år har vist en tendens til øremærkning af forskningsmidlerne, som særligt tilgodeser energiforskning og markedsmodning af energiteknologier. Denne tendens fortsætter i regeringsgrundlaget fra oktober 2011 og i regeringens energiudspil "Vores Energi". Analyser peger imidlertid på, at energiforskning ikke har et højere samfundsøkonomisk afkast end anden forskning, snarere tværtimod. Støtte øremærket til disse forskningsprogrammer er derfor ikke hensigtsmæssig. Støtte til demonstrationsformål og markedsmodning har karakter af erhvervsstøtte og kan derfor heller ikke anbefales.

Ikke afgørende hvor teknologien udvikles

I nogle tilfælde vil teknologiske løsninger kunne importeres fra andre lande, mens det i andre tilfælde vil være danske virksomheder, som udvikler egnede løsninger. For miljøet er det ikke afgørende, hvorfra løsningen kommer. Det er ikke givet, at Danmark på sigt vil have komparative fordele i at producere grønne teknologier. Selvom det skulle være tilfældet, begrunder det ikke særskilt forsknings- og er-

hvervsstøtte på området, da private aktører selv må formodes at kunne se fordelene, hvis de er der. Støtte til grundforskning er en bedre samfundsøkonomisk investering end øremærkede forskningsmidler til specifikke områder eller til kommercialisering af udvalgte teknologier.

Svært at udpege morgendagens vindere

Regeringens forslag til en ny energiaftale lægger op til en satsning på vindenergi og fremme af biogas. I forhold til klimaet kan øget produktion af biogas bidrage til at reducere udledningerne af drivhusgasser fra ikke-kvotesektoren. Forslagene har derimod ikke noget hensigtsmæssigt erhvervspolitisk perspektiv. Det er vanskeligt på forhånd at pege på, hvilke teknologier som vil føre til vækst og øget konkurrenceevne i fremtiden. Det synes ikke begrundet, at offentlige myndigheder udvælger de teknologier, som har størst potentiale. Det må forventes, at de virksomheder, som anvender teknologien eller lever af at udvikle den, har mest viden om potentialet for de enkelte teknologier og dermed bedst kan vurdere, hvilke teknologier der bør satses på.

Miljøpolitik bør være for miljøets skyld

Miljøpolitik bør ikke føres for at skabe fremtidige konkurrencefordele eller økonomisk aktivitet. Offentlig støtte til specifikke erhverv indebærer en omfordeling af ressourcerne i økonomien til gavn for de støttede erhverv. Det er imidlertid langt fra givet, at disse erhverv er de mest konkurrencedygtige, når der ses bort fra støtten. En samfundsøkonomisk hensigtsmæssig miljøpolitik bør føres med det formål at reducere miljøbelastningen på den mest omkostningseffektive måde – ofte med klare markedsbaserede incitamenter – og tage højde for usikkerheder og irreversibiliteter forbundet med miljøproblemerne. De incitamenter, som gives gennem miljøpolitikken, skal tænkes ind i helheden, så mål ikke bliver virkningsløse eller i værste fald modarbejder hinanden. Herved sikres det størst mulige udbud af de goder, som miljø og natur bidrager med til samfundet, til den lavest mulige omkostning.

Litteratur

Arbejdsgruppe om Ålegræsværktøjet (2011): Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdspapir. Miljøministeriet & Fødevareministeriet.

Arrow, K.J. og A.C. Fisher (1974): Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88 (2), s. 312-319.

Baumol, W.J. og W.E. Oates (1988): *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press.

Bichel-udvalget (1998): Rapport fra Hovedudvalget - Udvalget til vurdering af de samlede konsekvenser af en hel eller delvis afvikling af pesticidanvendelsen.

Bjerring, R., L.S. Johansson, M. Søndergaard, A. Kjeldgaard, L. Sortkjær, J. Windolf og J. Bøgestrand (2011): Søer 2010. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 5. Aarhus Universitet.

Brandt, J., J.D. Silver, J.H. Christensen, M.S. Andersen, J.H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A.B. Hansen, K.M. Hansen, G.B. Hedegaard, E. Kaas og L.M. Frohn (2011): Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. Centre for Energy, Environment and Health Report series , CEEH Scientific Report No 3.

Christensen, P.B., O.S. Hansen og G. Ærtebjerg (2004): Iltsvind. Danmarks Miljøundersøgelser.

Coase, R.H. (1960): The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3 , s. 1-44.

Danmarks Naturfredningsforening (2011): Klageoversigt 2010. Beretning til forretningsudvalget.

Danmarks Statistik (2010): Offentlige finanser. I: *Statistisk Årbog 2010*.

Den Europæiske Revisionsret (2010): Impact Assessments in the EU Institutions: Do they support Decision-Making? Special Report nr. 3.

De Økonomiske Råd (2008): *Økonomi og Miljø 2008*.

De Økonomiske Råd (2009): *Økonomi og Miljø 2009*.

De Økonomiske Råd (2010): *Økonomi og Miljø 2010*.

De Økonomiske Råd (2011): *Økonomi og Miljø 2011*.

Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler og G. Levin (2011): Danmarks biodiversitet 2010 - Status, udvikling og trusler. Faglig rapport fra DMU 815. Danmarks Miljøundersøgelser.

Ellermann, T., J.K. Nøjgaard og R. Bossi (2011a): Supplerende målinger til luftovervågning under NOVANA - benzen og PAH. Videnskabelig rapport fra Nationalt Center for Miljø og Energi nr.3. Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Ellermann, T., C. Nordstrøm, J. Brandt, J. Christensen, M. Ketzel og S.S. Jensen (2011b): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2010. NERI Technical Report No.836. National Environmental Research Institute, Aarhus University.

Energistyrelsen (2011a): Danmarks Energifremskrivning 2011.

Energistyrelsen (2011b): Energistatistik 2010.

Erichsen, A.C. og F. Møhlenberg (2011): Effekt af Næringssaltsreduktioner på Miljøtilstanden i de Åbne Indre Danske Farvande. Modelscenarier. Landbrug & Fødevarer og DHI.

European Commission (2010): 2009 Environment Policy Review. Commission Staff Working Document.

European Commission (2011): Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the Common Agricultural Policy. COM(2011) 625 final/2.

European Commission Directorate-General Environment (2009): Scoping study on costeffectiveness of EU environmental policy.

Finansministeriet (2011): Aftaler om Finansloven for 2012.

Fisher, A.C. og W.M. Hanemann (1990): Information and the Dynamics of Environmental Protection: The Concept of the Critical Period. *The Scandinavian Journal of Economics*, 92 (3), s. 399-414.

Grant, R. og J. Waagepetersen (2003): Vandmiljøplan II - slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser. Miljø-ministeriet.

Hansen, J.W. og D.L.J. Petersen (2011): Marine områder 2010. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 6. Aarhus Universitet.

Hellesen, T. (2008): *De lysåbne naturtypers tilstand uden for Natura 2000 - en analyse og diskussion af den manglende pleje af de lysåbne §3-områder unden for Natura 2000*. Speciale ved Institut for Geografi og Geoinformatik, Det Naturvidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.

Jensen, A. (2010): Evaluering af vejstøjsstrategien, hovedrapport. Miljøministeriet.

Kolstad, C.D. (1996): Fundamental irreversibilities in stock externalities. *Journal of Public Economics*, 60 (2), s. 221-233.

Kommunernes Landsforening (2005): Opgavefordeling i den nye offentlige sektor. Notat.

Miljø- og Energiministeriet (1999): *Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1999*.

Miljøministeriet (2002): Danmarks Nationale Skovprogram. Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Miljøministeriet (2005): Etablering af en kvalitetsstyringsordning på natur- og miljøområdet. Rapport fra Miljøministeriets Kvalitetsstyringsudvalg.

Miljøministeriet (2011a): Natura 2000-plan for Danmark. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Miljøministeriet (2011b): *Sammenfattende redegørelse for vandplanerne.* Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen (2006): Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5.

Miljøstyrelsen (2007): Støj fra veje Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4.

Miljøstyrelsen (2011): Støjhandlingsplaner - afrapportering fra Danmark.

Miljøstyrelsen (2012): Pesticidbelastningen fra jordbruget 2007-2010. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 1.

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2011): Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2010. Plantedirektoratet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Nordemann Jensen, P., S. Boutrup, L.M. Svendsen, R. Grant, J. Windolf, R. Bjerring, T. Ellermann, J.R. Fredshavn, J.W. Hansen, D.L.J. Petersen, L. Thorling og A.G. Holm (2011): Vandmiljø og Natur 2010. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning.

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 8. Aarhus Universitet.

Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Juel og R. Heidemann (2011): Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 - en stikprøveundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 816. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

OECD (2007): *Environmental Performance Review - Denmark*. Organisation for Economic Co-operation and Development.

Pearce, D., B.J. de Haan, G.J. van den Born, A. Howarth, A. Beusen og C. Sedee (2000): European Environmental Priorities: An Integrated Economic and Environmental Assessment. European Commission, Environment Directorate-General.

Pindyck, R.S. (2007): Uncertainty in Environmental Economics. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1 (1), s. 45-65.

Regeringen og Dansk Folkeparti (2009): *Aftale om Grøn Vækst*.

Regeringen (2011a): Et Danmark, der står sammen.

Regeringen (2011b): Vores Energi.

Rigsrevisionen (2011): Beretning til Statsrevisorerne om statens sikring af grundvandet mod pesticider.

Saisana, M. og A. Saltelli (2010): Uncertainty and Sensitivity Analysis of the 2010 Environmental Performance Index. European Commission, Joint Research Centre, Institute for the Protection and Security of the Citizen.

Schou, J.S., B. Hasler og L.G. Hansen (2005): Styringsmidler i naturpolitikken. Faglig rapport fra DMU nr. 564. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet.

Skov og Naturstyrelsen (2010): Skov og natur i tal 2010. Miljøministeriet.

Thorling, L., B. Hansen, C. Langtofte, W. Brüsch, R.R. Møller, S. Mielby og A.L. Højberg (2011): Grundvand. Status og udvikling 1989 - 2010. Teknisk Rapport. GEUS.

Tobey, J.A. og H. Smets (1996): The Polluter-Pays Principle in the Context of Agriculture and the Environment. *World Economy*, 19 (1), s. 63-87.

Vinther, F.P. og P. Olsen (2011): Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud i landbruget 1988-2009. Intern rapport 102. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet.

Waagepetersen, J., R. Grant, C.D. Børgesen og T.M. Iversen (2008): Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet.

Wiberg-Larsen, P., J. Windolf, A. Baattrup-Pedersen, J. Bøgestrand, N.B. Ovesen, S.E. Larsen, H. Thodsen, A. Sode, E. Kristensen, B. Kronvang og A. Kjeldgaard (2010): Vandløb 2009. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 804. Danmarks Miljøundersøgelser.

Windolf, J., P. Wiberg-Larsen, J. Bøgestrand, S.E. Larsen, H. Thodsen, R. Bjerring, N.B. Ovesen, A. Kjeldgaard og B. Kronvang (2011): Vandløb 2010. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 4. Aarhus Universitet.

Yale Center for Environmental Law & Policy og Center for International Earth Science Information-Network (2010): 2010 Environmental Performance Index. Yale University.

Økonomi- og Erhvervsministeriet (2011): Redegørelse om erhvervsstøtte 2011.

KAPITEL II

BIODIVERSITET

II.1. Indledning

Biodiversitet: arter, gener og økosystemer

Biodiversitet er dannet af ordene "bio", som betyder liv, og "diversitet", som betyder forskellighed. Biodiversitet kan betragtes ved forskelligheden af gener, arter og økosystemer. Et økosystem er et område i naturen, hvor planter og dyr interagerer med hinanden og deres fysiske omgivelser. Selvom den genetiske variation og forskelligheden af økosystemer er vigtige komponenter af biodiversiteten, er mangfoldigheden af arter det mest brugte mål for biodiversitet. Dette skyldes, at der traditionelt er stor opmærksomhed om arterne, samt at mangfoldigheden af arter er mere enkel at opgøre end de to andre kategorier. Hovedparten af den eksisterende viden om biodiversitet omfatter således arter. Der er en positiv sammenhæng mellem mangfoldigheden af arter og forskelligheden i gener og økosystemer. Mangfoldigheden af arter anvendes derfor ofte som en samlet indikator for biodiversiteten.

Høj biodiversitet fordrer god natur

En høj biodiversitet er karakteriseret ved stor forskellighed i arter og deres levesteder. Hensynet til biodiversitet tilsiger, at der er mange naturområder, og at naturen er af god kvalitet.

Livet på jorden

Tilstanden af biodiversiteten er et udtryk for, hvor velfungerende klodens økosystemer er. Der er en helt overordnet sammenhæng mellem biodiversitet og mulighederne for at opretholde livsgrundlaget på jorden. Opmærksomheden på tabet af biodiversitet synes således at være knyttet til en bekymring for, om biodiversiteten kan risikere at komme under en kritisk grænse, som har alvorlige konsekvenser for økosystemernes opretholdelse.

Kapitlet er færdigredigeret den 6. februar 2012.

Biodiversitet har betydning for mennesket

Biodiversitet bidrager således til en række ydelser, som har værdi for mennesket både i dag og i fremtiden. Det kan omfatte naturens stabiliserende funktioner ved omsætning af forurenende stoffer, CO_2-lagring, vådområders vandtilbageholdelse, og naturens "bibliotek" som ressource i videnskaben eller som "forsikring" mod fremtidige trusler mod arters overlevelse. Derudover er der en sammenhæng mellem biodiversitet og produktionen i en række erhverv, f.eks. bestøvning af afgrøder og frugttræer. Endelig vil befolkningen have en glæde alene ved erkendelsen af, at der er en mangfoldig natur, foruden ved at naturen bidrager positivt til rekreative oplevelser. Udover værdien af disse mange funktioner for nulevende generationer er der også en værdi af at vide, at fremtidige generationer vil have samme muligheder som de nuværende for at nyde godt af velfungerende økosystemer.

Biodiversitetens bidrag er svær at måle

Nogle af de funktioner, som biodiversiteten udfylder, er grundlag for en egentlig anvendelse i forbindelse med produktion eller forbrug, mens andre er mindre åbenlyse. De ydelser, som ikke anvendes direkte, men som indirekte har værdi for mennesker f.eks. gennem opretholdelse af velfungerende økosystemer på jorden, er oplagt vanskelige – eller måske umulige – at kvantificere. For marginale ændringer, som ikke vurderes at have betydning for de grundlæggende økologiske funktioner, er det dog muligt at tilvejebringe meningsfulde estimerede værdier, som kan sammenlignes med omkostningerne ved en indsats for f.eks. beskyttelse af arternes levevilkår.

32.000 arter i Danmark

Det er vanskeligt at beskrive udviklingen i biodiversitet over tid. Dette skyldes begrebets kompleksitet samt ikke mindst, at det i praktisk er umuligt at overvåge bestandsudviklingen for alle arter i Danmark, jf. Ejrnæs mfl. (2011). Det anslås, at der er godt 32.000 arter i Danmark, hvoraf det for ca. 25 pct. vides, om de er truet.

Biodiversiteten i tilbagegang

Baseret på fossilfund regner man med, at arter uddør 100-1.000 gange så hurtigt i dag som i en "normal" geologisk periode. I Danmark vurderes biodiversiteten at være i tilbagegang i form af færre populationer og dårligere levesteder. Man skal dog holde sig for øje, at udviklingen går langsomt

målt i forhold til levetiden for et menneske, hvorfor tabet af arter opgjort f.eks. over en 10-årig periode formodentlig er meget beskedent.

Mål om at standse tilbagegangen

Danmark har et mål om at standse tilbagegangen i biodiversitet, som har sin oprindelse fra Rio-topmødet i 1992. Først var målet at standse tilbagegangen inden 2010, men med Nagoya-mødet i Japan i 2010 er dette udskudt til 2020. Før dette var Danmark et af de første lande til at vedtage en lov om naturfredning i 1917, og der er siden gennemført en lang række initiativer i Danmark og i EU, f.eks. EU's fuglebeskyttelsesdirektiv og habitatdirektiv.

Forskel på EU-mål og vores nationale forpligtigelser

Aktuelt vedtog EU i 2010 en ny handlingsplan for biodiversitet. Handlingsplanen fordrer, at medlemslandene skal opstille planer til beskyttelse af særlige naturtyper (de såkaldte Natura 2000-områder), og dette forventes at ske i Danmark i 2012. Der er ikke fuld overensstemmelse mellem Nagoya-målet om at standse tilbagegangen i biodiversitet nationalt og Danmarks forpligtigelser i Natura 2000-områderne. Dette skyldes, at sidstnævnte er baseret på en arbejdsdeling inden for EU, mens Nagoya-målet er en national forpligtigelse til at beskytte alle arter i Danmark, og således mere ambitiøst.

Analyse af omkostninger ved at nå mål

Dette kapitel har til formål at give en økonomisk vurdering af målet om at standse tilbagegangen i biodiversitet i Danmark. Der tages udgangspunkt i en geografisk beskrivelse af fordelingen af arter – herunder truede arter. Denne suppleres med en tilknytning af arterne til de naturtyper, som udgør deres typiske levesteder, og en beskrivelse af den indsats, som vurderes nødvendig for at beskytte arterne bedst muligt. På dette grundlag gennemføres en analyse af, hvordan arterne beskyttes omkostningseffektivt. Analysen bygger på den metode, som tidligere er anvendt af Det Økonomiske Råd (2000) samt til økonomiske analyser af udpegningsgrundlaget for nationalparkerne, jf. Strange mfl. (2006). Nærværende analyse går dog videre end de tidligere, idet hver art knyttes til den naturtype, som er dens naturlige levested, ligesom omkostningerne ved den nødvendige indsats for at beskytte arterne opgøres. Derved kan den

samlede omkostning ved at standse tilbagegangen i biodiversiteten i Danmark belyses.

Opgørelse af gevinster

Foruden omkostningseffektivitetsanalysen indeholder kapitlet en gennemgang af litteraturen vedrørende monetær opgørelse af gevinsterne ved øget udbud af natur og biodiversitet. Denne gennemgang skal belyse det forventede omfang af dele af gevinsterne ved at standse tilbagegangen i biodiversitet samt tilvejebringe en reference, som omkostningerne ved indsatsen kan diskuteres i forhold til.

Kapitlet indledes med en beskrivelse af tilstand i og udvikling af biodiversiteten i Danmark. Herefter følger en gennemgang af indsatsen for natur og biodiversitet efterfulgt af en diskussion af biodiversitet set i en økonomisk sammenhæng. Sidst følger omkostningseffektivitetsanalysen samt en samlet perspektivering af resultaterne i kapitlet.

II.2 Trusler mod biodiversiteten og principper for en indsats

Mennesket tager mere og mere plads

Mennesker har i de sidste 100 år taget mere og mere plads på verdensplan, og naturområderne er gået tilsvarende tilbage. I de seneste 50 år er store naturområder blevet ryddet over hele jorden og i høj grad konverteret til landbrug eller skovbrug. Det er en grundlæggende trussel mod biodiversiteten, at levestederne forsvinder. En af naturens grundlove er: Jo større naturareal, jo flere arter kan eksistere sammen. Tab af arealer med natur betyder tab af arternes levesteder. Det samme gælder, når kvaliteten af naturen forringes, fordi det ligeledes medfører tab af levesteder. I det følgende ses på biodiversitetens tilstand, hvad der truer biodiversiteten i Danmark samt nogle grundprincipper for, hvordan en indsats for biodiversiteten kan prioriteres.

Antallet af truede arter på jorden er uvist

Det er uvist hvor mange forskellige arter af dyr og planter, der findes i verden. Et kvalificeret gæt er, at der er mellem otte og ni millioner arter på verdensplan, hvoraf 1,8 millioner er beskrevet af videnskaben, jf. Vié mfl. (2009). På verdensplan er 17.000 arter registeret som truede på den såkaldte rødliste, som den internationale organisation Inter-

national Union for Conservation af Nature udgiver, jf. Vié mfl. (2009).[1] Rødlisten blev første gang opgjort i 1966, og antallet af arter, som er bedømt, stiger støt, så der i 2008 var i alt 45.000 bedømte arter mod 15.000 arter i 2000. Det er dog stadig en lille andel af de 1,8 millioner arter. For langt de fleste artsgrupper, er der en ufuldstændig bedømmelse af, hvorvidt arterne er truede. Der findes mest viden om de store dyr. Det vurderes således, at 22 pct. af alle pattedyr og 14 pct. af alle fugle i verden er truede. Det er sikkert, at antallet af truede arter også er langt højere end de 17.000 arter, som findes på rødlisten nu.

Arter uddør 100-1.000 gange hurtigere end normalt

Arter opstår og uddør løbende som en del af evolutionen. I geologisk set rolige perioder sker det ganske langsomt, men fem gange i jordens historie har der været perioder, hvor udryddelsen af arter har været langt højere. Årsagen har været globale katastrofer, som har forandret klima og leveforhold pludseligt og drastisk, som f.eks. meteornedslag og vulkanudbrud. Der er nu tegn på, at vi er midt i en sjette masseuddøen, dvs. en periode hvor tabet af arter er langt højere end normalt. I alt er 900 arter på verdensplan registreret som udryddede siden 1970, jf. Vié mfl. (2009). Det vurderes, at hastigheden af artsuddøenen er mellem 100 og 1.000 gange højere end normalt, jf. Millenium Ecosystem Assessment (2005). Dette tal er dog opgjort med en del usikkerhed pga. den manglende viden om antallet af arter og problemerne med at registrere, hvorvidt de er fuldstændigt forsvundet eller blot meget sjældne.

Uvis fremtid, men stigende pres på naturen

Efter de fem forudgående perioder med masseuddøen er antallet af arter steget igen, når leveforholdene atter er blevet stabile. Der blev plads til, at mange nye arter kunne udvikle sig på kort tid. Denne gang er det mennesket, som optager plads på bekostning af alle de andre arter, og en større masseuddøen af arter vil derfor ikke øge pladsen til, at nye arter kan udvikle sig, medmindre mennesket gør en aktiv indsats for at stoppe udviklingen på verdensplan. Det er uvist, om vi er i starten af en egentlig masseuddøen, men

1) Definition af truede arter i Danmark: Arter som er registreret som kritisk truede, moderat truede eller sårbare i den danske rødliste, jf. Wind og Pihl (2004).

presset på plads og ressourcer tyder på, at tilbagegangen i biodiversitet fortsætter. En del af problemet er, at der stadig er meget lidt viden om verdens samlede biodiversitet. Det vides derfor ikke, hvornår tilbagegangen af arter når et punkt, hvor det er umuligt eller meget omkostningsfuldt at vende udviklingen. Dette taler for at anlægge et forsigtighedsprincip ved fastlæggelse af en indsats til standsning af tilbagegangen i biodiversitet.

Vurdering af biodiversitetens tilstand i Danmark

De truede arter vurderes at udgøre knap 20 pct.

I Danmark udkom den første rødliste i 1970'erne. Den bliver løbende udvidet med flere arter, og arternes bedømmelse opdateres. På nuværende tidspunkt er der 1.400 arter, der er registeret som truede på den danske rødliste, og 300 arter, vurderes som forsvundne fra Danmark, jf. Wind og Pihl (2004). Det er dog langt fra alle arter, hvor det er blevet vurderet, hvorvidt de er truede i Danmark. Samlet set er 8.000 arter bedømt i forhold til rødlisten, så de truede arter udgør 18 pct. af de bedømte arter. Hvis de bedømte arter er repræsentative for alle arterne i Danmark, må det forventes, at der er ca. 6.000 truede arter herhjemme ud af de 32.000 arter, som er registret på nuværende tidspunkt. Det er dog svært at sige, om der er tale om en over- eller underkantsskøn, da der findes meget lidt viden om en del af de artsgrupper, som ikke er inkluderet i rødlisten. Desuden kendes det samlede artstal heller ikke endnu.

National tilbagegang i biodiversiteten

Antallet af uddøde eller truede arter er ikke i sig selv et dækkende mål for en tilbagegang i biodiversiteten. Længe inden en art forsvinder fra et område, sker der en forringelse i antallet af artens populationer og kvaliteten af dens levesteder. Der blev i 2010 lavet en national vurdering af biodiversitetens tilstand i Danmark, jf. Ejrnæs mfl. (2011). Hovedkonklusionen var, at en stor del af biodiversitetselementerne er i tilbagegang, men også at der mangler viden om biodiversitetens tilstand og udvikling. Den manglende viden skyldes, at det nationale overvågningsprogram kun dækker et mindre antal arter og levesteder, som er beskyttet af konkrete direktiver og aftaler og derfor overvåges.

Tilbagegang i arternes populationer

Der er en stor tilbagegang i udviklingen i de undersøgte arters populationer. Den nationale vurdering viser, at 72 pct. af de undersøgte arter er i tilbagegang, og kun for 17 pct. vurderes tilstanden at være stabil eller i fremgang. Udviklingen i levestedernes antal og kvalitet er mindre negativ. Af de undersøgte faktorer med betydning for levestederne er 23 procent i tilbagegang, og 44 pct. er stabile eller i fremgang. For de sidste 33 pct. er udviklingen ukendt. En forklaring på, hvorfor arterne er mere i tilbagegang end levestederne, er, at arterne ofte reagerer med en stor forsinkelse på ændringer i levestederne. Arterne kan derfor fortsætte med at gå tilbage længe efter, at der har været en ødelæggelse af levestederne, jf. Ejrnæs mfl. (2011).

Især tilbagegang i åben natur

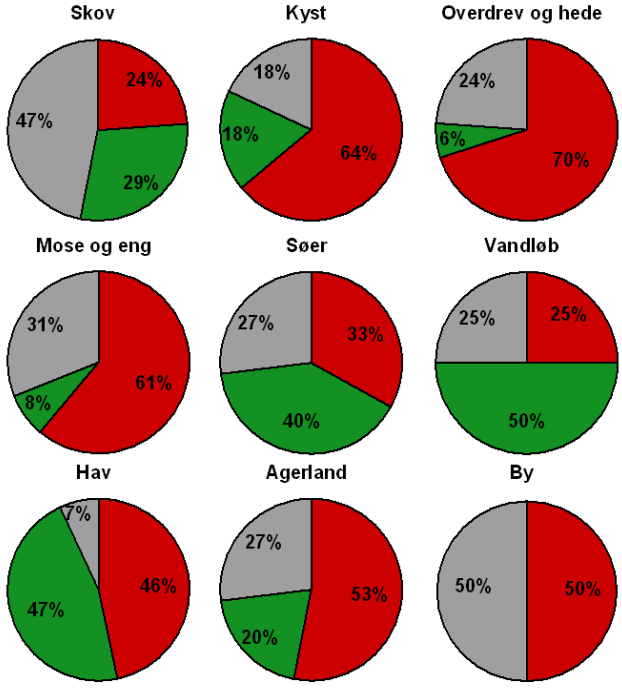
Den nationale vurdering blev gennemført for ni forskellige naturtyper. Biodiversiteten er i tilbagegang i alle naturtyper især i forskellige typer af åben natur som kyst, mose og eng, overdrev og hede, jf. figur II.1. Der er også en del tilbagegang i bynaturen samt biodiversiteten i agerlandet. Disse naturtyper spiller samlet set dog en mindre rolle for biodiversiteten, jf. afsnit II.7. I skoven er tilbagegangen mindre, men det er til gengæld tydeligt, at der mangler viden omkring biodiversitetens udvikling i denne naturtype. Det betyder, at det er svært at sige, hvordan tilstanden rent faktisk er. I det følgende gennemgås truslerne mod biodiversiteten i de forskellige naturtyper.

Trusler mod biodiversiteten i Danmark

De væsentligste trusler for biodiversiteten kan opstilles på følgende måde, jf. Ejrnæs mfl. (2011) og Teknologirådet (2008):

- Naturen mangler plads
- Naturen mangler kvalitet og bliver for ensformig
- Klimaforandringer

Figur II.1 Udviklingen af biodiversitet i ni økosystemer



Anm.: Figuren viser andelen af vurderede faktorer i tilbagegang (rød), fremgang/stabil (grøn) og ukendt udvikling (grå) for ni økosystemer. I analysen er undersøgt udviklingen i 139 faktorer for biodiversitet i ni økosystemer. Af disse vurderes 47 pct. at være i tilbagegang. Der er ingen af de ni undersøgte økosystemer, hvor tabet af biodiversitet er standset.

Kilde: Ejrnæs mfl. (2011).

Arealet af åben natur er faldet

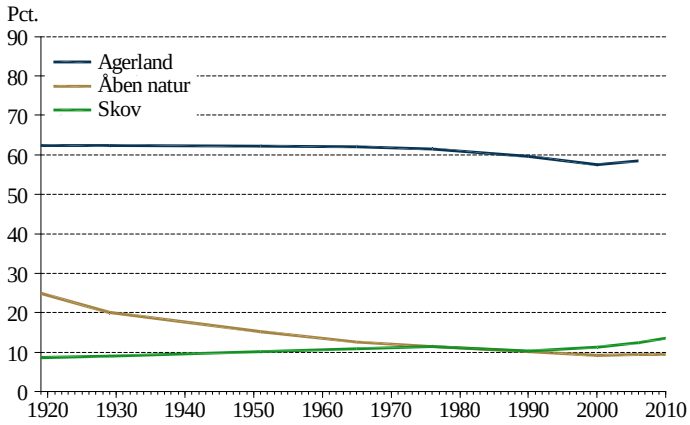
Den primære årsag til arternes forsvinden er tab af levesteder, hvilket i høj grad hænger sammen med, at arealanvendelsen har ændret sig. I Danmark har der været den samme udvikling som på verdensplan i de sidste 90 år: Naturarealet er gået tilbage. De åbne naturtyper er gået fra 25 pct. til knap 10 pct. af det samlede areal, jf. figur II.2. De åbne naturtyper omfatter arealer med enge, overdrev, moser mv. Disse arealer har i nogen grad været drevet som ekstensive landbrugsarealer med græsning og høslet, og udviklingen i arealet hænger derfor sammen med, at denne type drift er blevet opgivet på mange arealer. Det har dog samlet set ikke

ført til, at det intensivt dyrkede areal er steget tilsvarende. Det dyrkede agerland er således reduceret fra 62 til 58 pct. i samme periode. Derimod er arealet med bymæssig bebyggelse og infrastruktur steget. Det er altså sket et skift fra ekstensivt til intensivt landbrug og fra landbrug til by.

Fald i løvskovsarealet

En andel af den åbne natur er også blevet tilplantet med skov. Der har været en stigning i skovarealet fra 9 pct. til 13 pct. siden 1920, hvilket er sket ved tilplantning af blandt andet ekstensivt drevet landbrugsjord. Siden 1989 har der været en tilskudsordning til skovrejsning på privat landbrugsjord, som har medvirket til denne udvikling. Samtidig med det stigende skovareal er der sket en forskydning af det skovbevoksede areal fra løvskov til nåleskov. Ved skovtællingen i 1881 udgjorde løvtræ tre fjerdedele af det samlede skovareal mod 45 pct. i 2009, jf. Larsen og Johansen (2002) og Nord-Larsen mfl. (2010). Da langt de fleste arter i Danmark, som lever i skoven, er tilknyttet løvskov, har forskydningen fra løvskov til nåleskov stor betydning for biodiversiteten.

Figur II.2 Udvikling i arealanvendelsen



Anm.: Data for søer samt bebyggelse og infrastruktur er udeladt, og serierne summerer derfor ikke til 100 pct.

Kilde: Levin og Normander (2008), Nygaard mfl. (2011), Nord-Larsen mfl. (2010).

Variation giver plads til arter

Det er ikke kun et mindre naturareal, der har indvirkning på biodiversiteten. En forringelse i naturens kvalitet kan sidestilles med et direkte tab af naturareal, fordi det ligeledes medfører tab af levesteder for nogle arter. Hvis al natur i Danmark grundlæggende var af samme type, eksempelvis bøgeskov, ville den rumme langt færre arter end en blandet natur med moser, tørre overdrev, heder, krat, bøgeskov osv. Desuden er det vigtigt, at naturen ikke er ødelagt, forstyrret eller på anden måde har mistet sin oprindelige funktionalitet, herunder sin naturlige variation og dynamik inden for de enkelte naturtyper.

Landbrug og skovbrug gør naturen ensformig

I forhold til disse problemstillinger vurderes landbrugs- og skovbrugsdrift at medføre væsentlige belastninger af naturen og biodiversiteten. Problemet med både landbrug og skovbrug i forhold til biodiversiteten er, at de gør naturen mere ensformig. Ensretningen udføres for at sikre optimale vækstforhold for nogle få planter, men gør samtidig områderne til uegnede levesteder for en lang række arter. En dyrket mark er gødet og drænet, og den bliver pløjet og sprøjtet. Det skal sikre stabile leveforhold for nogle få afgrøder, men fører samtidig til ensartethed over store områder, så der er plads til færre arter.

Skovens biodiversitet trues af skovdrift

Skovens biodiversitet er en vigtig del af den samlede biodiversitet, da Danmark traditionelt har været dækket af meget skov. Som nævnt ovenfor er det et problem, at store arealer med løvskov er blevet konverteret til nåleskov. Desuden er der stadigvæk en stor tilbagegang blandt arter, der er truet af traditionel skovdrift, jf. Ejrnæs mfl. (2011). Traditionel skovdrift betyder, at de enkelte skovarealer er ensartede, og at mængden af dødt træ og ældede træer er minimal. Denne skovdrift indebærer også forstyrrelser af skovens økosystem og periodisk ødelæggelse af arternes levesteder gennem f.eks. fældning af træer. Endelig er de fleste danske skovområder kunstigt afvandede via et grøftesystem. Alle disse forhold betyder, at antallet af forskellige levesteder og dermed den samlede biodiversitet i skovene er meget lavere end i en naturlig uforstyrret skov med dens naturlige variation og dynamik.

Åben natur: Næringsstoffer og manglende forstyrrelse et problem

De åbne naturtyper er yderst forskelligartede og omfatter klitter, strandenge, heder, moser og overdrev. De fleste lysåbne økosystemer forudsætter tilbagevendende forstyrrelser såsom græsning, brand eller oversvømmelser for ikke at gro til med træer. Biodiversiteten i de åbne naturtyper har været i tilbagegang igennem mange år, og det vurderes, at de stadig er det, jf. Ejrnæs mfl. (2011). Tilbagegangen skyldes især landbrugets dræning, opdyrkning og tilførsel af gødning på arealerne, samt ophør af græsning. Desuden betyder tilførsel af kvælstof fra luften, at forskellene i leveforholdene udjævnes, og at arealerne derfor mister deres forskellighed. Kvælstof stammer fra landbruget samt transport og energisektoren i ind- og udland.

Opdyrkning af småbiotoper truer biodiversiteten i agerlandet

Tidligere husede agerlandet også mange arter, som nu er forsvundet, og biodiversiteten i agerlandet er således lav. Dette skyldes bl.a. forhold på markerne, hvor afgrøden i vore dage står meget tæt og er mere ensartet i kraft af effektiv ukrudtsbekæmpelse. I dag er de fleste af arterne i agerlandet tilknyttet de småbiotoper, som opstår på udyrkede områder såsom markskel, levende hegn, vejkanter, mergelgrave og fugtige lavninger. En forøget opdyrkning af småbiotoperne har fjernet mange levesteder, ligesom påvirkningen af småbiotoperne med næringsstoffer og ikke mindst sprøjtegifte har bidraget til, at arter er forsvundet.

Også problemer i vandmiljøet

Der har været stor opmærksomhed på vandmiljøet i Danmark gennem de sidste 25 år. Gennem en målrettet indsats er næringsstoftilførslen fra landbrug og spildevand blevet reduceret. Biodiversiteten i havet og de ferske vande er imidlertid stadig under pres. Den fortsatte oprensning af vandløb fører til en omfattende fysisk forstyrrelse og ødelægger levesteder. I de små søer er næringsstoftilførslen stadig et problem. I havet er biodiversitetens tilbagegang heller ikke standset. Fiskeri fører til overfiskning og ødelæggelse af havbunden. Tilmed er havarealet, der er udsat for iltsvind, stigende, jf. Ejrnæs mfl. (2011).

Klimaforandringer vil øge presset mod biodiversiteten

Klimaforandringerne vil sætte naturen under yderligere pres og øge eksisterende problemer. Når temperaturen stiger, ændres leveforholdene, og mange dyr og arter vil derfor være nødt til at flytte ud af det område, hvor de findes nu.

Hvis arterne ikke kan flytte sig på grund af manglende plads og sammenhæng i naturen, vil klimaændringerne fremover få meget stor effekt på den biodiversitet, der findes i Danmark nu. Arterne skal nemlig kunne flytte sig i samme hast, som klimaforandringerne indtræder, for at deres leveforhold bliver de samme. Hvis der er langt mellem naturområderne, kan det være svært for en art at finde et nyt levested, og den vil derfor blive truet. Eksempelvis vil måske 20 pct. af fuglefaunaen blive udskiftet og 50 nye arter af pattedyr indvandre, jf. Poulsen (2003) og Levinsky mfl. (2007). Grundlæggende er ændringer i den danske natur som følge af klimaforandringer uundgåelige, men måden, hvorpå naturen forvaltes, kan have stor betydning for, hvilke konsekvenser det får for biodiversiteten.

Principper for beskyttelse af biodiversiteten

Beskyt først eksisterende natur ...

For at standse tilbagegangen i biodiversiteten er det vigtigt at håndtere de ovenstående trusler. Spørgsmålet er, hvor indsatsen skal ske, og hvad der skal gøres. Helt generelt er det meningsfyldt først at gøre noget der, hvor biodiversiteten allerede findes. Ved at tage udgangspunkt i arternes nuværende udbredelse sikrer man, at indsatsen sker der, hvor leveforholdene er gode. Det gælder typisk i områder, hvor truslerne mod biodiversiteten er mindst: de større, mere uberørte naturområder i Danmark. Her skal indsatsen bestå i at sikre, at leveforholdene ikke forringes yderligere af menneskelig aktivitet. Derefter kan man gøre en indsats i de områder, der er under pres, men hvor det med en mindre indsats er muligt at mindske truslerne, så de arter, som stadig findes i områderne, bevares der.

... dernæst eksisterende natur under pres

Skab ny natur til sidst

Først når der er sikret en god tilstand i den eksisterende natur, kan det overvejes aktivt at skabe ny natur på f.eks. intensivt drevet landbrugsjord. Det skyldes, at det tager lang tid for arealerne at udvikle sig. Over tid vil den førhen ensartede, veldrænede og næringsrige mark, som konverteres til en eller anden form for naturområde, blive mere og mere forskelligartet og dermed give plads til flere og flere arter. Men hvis der i samme periode er sket en forværring af leveforholdene i resten af Danmark, kan arterne ikke indvandre til den nye natur. Derfor er det hensigtsmæssigt, at

denne indsats sker til sidst. Et eksempel på, at man forsøger at sikre biodiversiteten ved at skabe ny natur, er skovrejsning på landbrugsjord. Med tiden vil der være et væsentligt naturindhold i de nye skove, men tidshorisonten er over 100 år. I mellemtiden er der risiko for, at arter når at forsvinde fra Danmark.

Generel indsats er vigtig

En væsentlig præmis for en sammenhængende indsats for biodiversiteten er således, at indsatsen sker der, hvor naturen – og ikke mindst arterne – findes nu. En indsats, der tager udgangspunkt i tiltag af en generel karakter, kan forbedre leveforholdene for mange arter. Der er arter, hvor en yderligere, specifik indsats kan være nødvendig, men disse arter vil typisk også have glæde af en mere generel forbedring af leveforholdene.

Nationalt levedygtig population

For den langsigtede overlevelse er det vigtigt at sikre, at hver art på nationalt plan har en levedygtig population. Det sikres bedst ved, at arter findes i flere bestande, frem for kun i et område, så en enkelt hændelse (f.eks. sygdom) ikke fører til en national uddøen. Samtidig er det også vigtigt, at hver enkel bestand i sig selv er så stor og levedygtig som muligt. Det kan enten sikres gennem større områder, hvor de naturlige processer fungerer bedre end i mindre områder, eller gennem et netværk af mindre områder, hvor der sker en udveksling af individer. Endelig er arternes krav til levesteder forskellige. Nogle arter findes primært i større sammenhængende naturområder, mens andre primært findes i mindre områder med høj biologisk kvalitet. Danmark har en meget fragmenteret natur, så selv de største naturområder er i biologisk forstand små. De fleste danske arter er gode til at sprede sig. Derfor er det vigtigt, at de lokale bestande har gode forhold, og at der er en funktionel sammenhæng (ikke nødvendigvis fysisk) imellem spredte naturområder. Dette gøres for eksempel ved at sikre småbiotopernes eksistens, så de kan udgøre trædesten for arternes spredning imellem naturområder.

En indsats for enkeltarter sikrer ikke biodiversiteten bredt

Der har i den nuværende indsats været en tendens til at fokusere på enkeltarter som f.eks. storken. Der er lavet særlige handleplaner og udpeget områder alene med det formål at sikre en arts overlevelse i Danmark. Handleplaner

for enkelte arter vil i nogle tilfælde kunne gavne andre arter, men der er en risiko for, at sådanne handleplaner undlader at tage højde for den samlede artsbeskyttelse. Det kan være mere omkostningseffektivt at sikre flere arter på en gang, hvis der tages højde for de indbyrdes relationer arterne imellem.

Klimaforandringer fordrer generel indsats

Klimaforandringerne vil sætte naturen under yderligere pres og øge eksisterende problemer. Grundlæggende er ændringer i den danske natur som følge af klimaforandringer uundgåelige, men måden, hvorpå naturen forvaltes, kan have stor betydning for, hvilke konsekvenser disse ændringer får for biodiversiteten. En generel indsats, som enten sikrer eller forbedrer naturen, giver mulighed for, at naturen kan forandre sig i takt med klimaforandringerne. Det vigtige er, at der er nok uforstyrret natur til, at der er plads til de nye arter, når de indvandrer.

II.3 Naturpolitik gennem 200 år

200 års naturpolitik

I de sidste godt 200 år har den danske forvaltning af natur og naturressourcer ændret sig betydeligt. Fredskovsforordningen af 1805, som er noget af den første lovgivning inden for naturforvaltning, handlede om at sikre produktion af tømmer, mens hensynet til rekreative værdier og biodiversitet var fraværende. Den første naturfredningslov, som kom i 1917, havde til formål at frede områder og sikre befolkningens adgang til naturen. I 1960-70'erne begyndte natur og biodiversitet at komme på den politiske dagsorden både nationalt og internationalt, hvilket kulminerede med vedtagelsen af biodiversitetskonventionen i Rio de Janeiro i 1992. Denne markerede en overgang til en mere koordineret indsats på tværs af lande, og indsatsen for biodiversitet blev efterhånden tænkt ind i reguleringen af landbrug, skovbrug og industri.

Standsning af biodiversitetstab i 2020

Med udgangspunkt i biodiversitetskonventionen vedtog EU i 2001 at *standse* tabet af biodiversitet i EU inden 2010, og i 2002 blev det på FN's biodiversitetskonference i Holland vedtaget at *bremse* tabet i hele verden inden 2010. Ingen af disse målsætninger blev nået, hverken i Danmark eller

internationalt. Med Nagoya-mødet i Japan i 2010 blev målet for FN derfor strammet til også at gælde en *standsning* af tabet, men målopfyldelsen blev til gengæld udskudt til 2020. I 2011 vedtog EU en ny strategi for beskyttelse af biodiversitet på baggrund af den nye målsætning. Strategien er endnu ikke implementeret i medlemslandene.

Indhold i afsnittet

I det følgende gennemgås den historiske udvikling i naturforvaltningen nationalt og internationalt med særligt fokus på biodiversitet. Den nuværende indsats beskrives i det følgende afsnit II.4.

Historisk udvikling indtil 2001

Fredningslov i 1917: fredning og adgang til naturen

Fredskovsforordningen fra 1805 havde til formål at sikre en vedvarende produktion af tømmer, som var ved at blive en mangelvare. Selvom dette beskyttede skovarealer mod at blive konverteret til anden anvendelse, var formålet ikke at beskytte biodiversiteten, men udelukkende at sikre tilstrækkelig produktion. Først omkring 100 år senere begyndte en interesse for naturbeskyttelse i form af fredninger for alvor at dukke op. Dette mundede ud i naturfredningsloven fra 1917. Loven havde til hensigt at frede områder med væsentlig betydning for almenheden eller med væsentlig naturvidenskabelig eller historisk betydning og desuden at sikre befolkningen adgang til naturen. Jagtloven fra 1922 indfører for første gang restriktioner på jagtbare arter og jagttider. I boks II.1 vises en oversigt over relevante love og aftaler relateret til biodiversitet gennem de seneste godt 200 år.

Boks II.1 Tidslinje for lovgivning og begivenheder relateret til biodiversitet

1805	Fredskovsforordning
1917	Den første naturfredningslov
1922	Den første jagtlov
1969	Ny naturfredningslov
1971	Ramsar-konventionen: international konvention om vådområder
1973	Den første miljøbeskyttelseslov
1979	Bern-konventionen: EF-konvention om vilde dyr, planter og habitater
	EF's fuglebeskyttelsesdirektiv
1982	Vandløbsloven fra 1949 ændrer formål
1985	NPO-handlingsplan
	Okkerlov
1989	Ny skovlov
	Naturforvaltningslov
1990	Ny jordfordelingslov
1992	Naturbeskyttelseslov
	EF's habitatdirektiv
	Biodiversitetskonventionen vedtaget i Rio de Janeiro
	Naturskovsstrategi med mål om fordobling af skovareal
	Reform af EF's landbrugsstøtte, herunder braklægningsordning
1995	National strategi om biologisk mangfoldighed
2001	Wilhjelm-udvalgets rapport
	EU-aftale om at standse tabet af biodiversitet inden 2010
2002	Danmarks Nationale Skovprogram
	FN COP6 om biologisk mangfoldighed, beslutning om at bremse tabet af biodiversitet inden 2010
2004	Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse 2004-09
	Ny skovlov
	Revidering af naturbeskyttelseslov
2006	EU's handlingsplan for biodiversitet 2006-10
2007	Nationalparklov
	EU's braklægningsordning ophæves
2009	Grøn Vækst, regeringens helhedsplan for natur, miljø og landbrug
2010	FN COP10 om biologisk mangfoldighed, hvor handlingsplan vedtages med mål om at standse tilbagegang i biodiversitet inden 2020
2011	EU's biodiversitetsstrategi vedtages med samme mål

Kommission i 1961: naturbeskyttelse frem for fredninger

I 1961 nedsattes en naturfredningskommission, der skulle analysere gældende lovgivning og forberede et udkast til en ny naturfredningslov. Kommissionens betænkning kom i

1967 og repræsenterede en ny forståelse for de voksende samfundsmæssige problemer, der kunne opstå, hvis man ikke værnede om naturen og dens ressourcer, jf. Hald-Mortensen (2004). Der begynder at ske et skift i fokus fra beskyttelse af naturområder med vigtige rekreative værdier til bevaring af biologisk mangfoldighed. Fokus på natur*fredninger* ændredes til mere generel natur*beskyttelse*, som dermed begyndte at omfatte andre tiltag end fredninger. Blandt anbefalingerne fra kommissionen var en henstilling om, at naturbeskyttelsen i langt højere grad skulle omfatte hele det åbne land, og et forslag om oprettelse af store naturparker kom også frem allerede her, jf. Pedersen (2006). Det førte til en ny naturfredningslov i 1969.

Regulering af belastning fra industri og landbrug i 1973

Danmark fik sin første miljøbeskyttelseslov i 1973. Denne rammelov tog udgangspunkt i, hvad bl.a. vandløb kunne bære af forurening, og amterne skulle udarbejde regionale planer, som indeholdt miljømål for de enkelte vandområder og bindende retningslinjer for kommunerne. Miljøbeskyttelsesloven har indirekte betydning for naturforvaltningen gennem reduktion af industriens og landbrugets belastning af naturarealer.

1970'erne: internationale aftaler om naturbeskyttelse

I 1971 blev en international konvention om beskyttelse af "vådområder af international betydning navnlig som levesteder for vandfugle", Ramsar-konventionen, vedtaget, og den blev ratificeret af Danmark i 1977. I 1979 tilsluttede Danmark sig desuden Bern-konventionen om beskyttelse af Europas vilde dyr og planter samt naturlige levesteder, og samme år vedtages fuglebeskyttelsesdirektivet i EF. Formålet med direktivet er beskyttelse af truede eller sårbare fuglearter og deres levesteder. Fra dette tidspunkt begynder internationale aftaler at spille en større rolle for den danske naturlovgivning.

1980'erne: bedre vandmiljø på dagsordenen

I 1980'erne kom der øget fokus på vandmiljøet, og natur- og miljøhensyn begyndte at blive integreret i landbrugslovgivningen. I 1982 ændredes vandløbsloven, så formålet med vandløb ikke længere kun var at aflede vand, men at vandafledningen desuden skulle ske under hensyntagen til miljømæssige krav og vandkvalitet. Iltsvind og deraf følgende fiskedød igangsatte en debat om forureningen af vand-

miljøet, og i 1985 blev NPO-handlingsplanen vedtaget.[2] Denne stillede krav til landbruget om f.eks. udbringning og opbevaring af gylle samt regulerede punktforurening fra husholdninger og erhverv. I 1985 blev desuden okkerloven, som forbedrer miljøet i vandløb, vedtaget.

Landbrugsreform og marginalisering af jord

I 1980'erne var der, som følge af EF's systemer med mindstepriser og støtteopkøb, en væsentlig overproduktion i landbruget. EF begyndte derfor at overveje metoder til at reducere overproduktionen, jf. afsnit I.10 i det foregående kapitel. I Danmark var der en forventning om, at dette ville betyde, at 10-20 pct. af landbrugsarealet ville blive taget ud af drift, og at disse arealer kunne benyttes til at forbedre miljøtilstanden, jf. Fredningsstyrelsen (1985). I 1987 præsenterede regeringen en marginaljordsstrategi, som skulle sikre en udnyttelse af disse arealer til gavn for miljøet og naturen. Med naturforvaltningsloven i 1989 indførtes desuden statslig erhvervelse af ejendomme og ekspropriation som virkemidler. EF's landbrugsreform i 1992 omlagde produktionsstøtten til hektarstøtte, der for store landbrug var betinget af braklægning af 15 pct. af landbrugsarealet, den såkaldte braklægningsordning. I starten havde denne ordning ikke den store betydning for naturen, da arealerne til at begynde med forblev en del af omdriften, således at de braklagte arealer jævnligt blev pløjet op. I takt med at ordningen varede ved, og der blev tale om permanent braklægning, begyndte naturindholdet på arealerne dog langsomt at stige.

Fordobling af skovareal over en trægeneration

Med skovloven af 1989 blev sigtet med de danske fredskove bredt ud, og skoven skulle nu varetage landskabelige, naturhistoriske, kulturhistoriske og miljøbeskyttende hensyn samt hensyn til friluftslivet, men hovedvægten var stadig på produktionen af tømmer. Samme år dukkede en hensigtserklæring om at fordoble skovearealet i Danmark over en "trægeneration" (80-100 år) op som en bemærkning i skovloven.

2) Handlingsplan for forurening af vandmiljøet med kvælstof, fosfor og organisk materiale.

Generel naturbeskyttelse i det åbne land

Siden 1972 blev bestemte naturtyper, som moser og overdrev over en vis størrelse, generelt omfattet af en beskyttelse, som medførte forbud mod aktivt at ændre tilstanden af området, f.eks. gennem ændret landbrugsdrift, jf. By- og Landskabsstyrelsen (2009). Denne beskyttelse udvides flere gange i årenes løb og bliver stadfæstet i §3 i naturbeskyttelseslovens fra 1992. Herefter bliver områderne i daglig tale betegnet som §3-områder.

Rio-topmøde i 1992

I 1987 kom Brundtland-rapporten om bæredygtig udvikling, herunder også for arter og økosystemer. Rapporten blev forløber for FN's verdenstopmøde om miljø og udvikling i Rio de Janeiro i 1992. På topmødet blev biodiversitetskonventionen vedtaget, og den er i dag underskrevet af 193 lande. Dens formål er "Bevaring af den biologiske mangfoldighed, bæredygtig udnyttelse af dens bestanddele og rimelig og retfærdig fordeling af de fordele, udnyttelsen af de genetiske ressourcer resulterer i." Det var et krav til medlemslandene, at de skulle udvikle nationale strategier, planer eller programmer for bevaring og bæredygtig udnyttelse af den biologiske mangfoldighed. Danmark kom som opfølgning i 1995 med en national strategi om biologisk mangfoldighed. Denne strategi blev dog ikke umiddelbart fulgt op af nye initiativer, jf. Agger (2002).

EF's habitatdirektiv

I 1992 blev EF's habitatdirektiv ligeledes vedtaget. Direktivet har til formål at beskytte bestemte naturtyper, dyre- og plantearter samt deres levesteder. Habitatdirektivet medfører, at medlemslandene skal træffe særlige foranstaltninger for at undgå forringelse og betydelige forstyrrelser af de naturtyper samt dyre- og plantearter, som er omfattet af direktivet. Naturbeskyttelsesloven fra samme år implementerede EF's habitatdirektiv og fuglebeskyttelsesdirektiv i dansk lovgivning. I 1998 blev de første habitatområder udpeget. Habitatområderne og fuglebeskyttelsesområderne udgør Natura 2000-områderne.

EU's landdistriktspolitik udvides til miljøformål

I 1999 blev et EU-topmøde i Berlin afholdt, hvor det blandt andet blev besluttet at overføre større dele af EU's landbrugsstøtte til andre formål end produktion af fødevarer. Det skete gennem oprettelsen af det første Landdistriktsprogram, der løb fra 2000 til 2006, og som samlede tidligere

forordninger, der var rettet mod miljøet, såsom MVJ-ordningen.[3] Ud over tilskud til miljø indeholdt programmet også tilskud til udvikling af fødevareindustrien og landdistrikterne.

Naturskov i fokus med nationalt skovprogram

På foranledning af anbefalinger fra FN's biodiversitetskonvention fremlagde miljøministeren i 1992 en naturskovsstrategi for de danske skove. I denne blev der fastsat et mål om, at mindst 10 pct. af det samlede, danske skovareal skal sikres som naturskov, urørt skov eller skov med gamle driftsformer inden 2040, jf. Skov- og Naturstyrelsen (1994).[4] Dette blev i 2002 stadfæstet i Danmarks Nationale Skovprogram i 2002 sammen med målet om, at skovarealet skal dække 20-25 pct. af Danmarks areal i løbet af 80-100 år, jf. Skov- og Naturstyrelsen (2002).

Kritik fra OECD fører til Wilhjelm-udvalg

I 1995 publicerede Miljø- og Energiministeriet en strategi for biologisk mangfoldighed, men i 1999 kritiserede OECD Danmark for ikke at have en egentlig handlingsplan, der levede op til biodiversitetskonventionen. Derfor blev det såkaldte Wilhjelm-udvalg nedsat til at analysere og forberede en handlingsplan for naturforvaltning i Danmark. Udvalget afsluttede sit arbejde i 2001 og kom med en lang række anbefalinger til den danske naturpolitik, jf. boks II.2. Udvalgets arbejde fik ikke den forventede indflydelse på den nationale naturpolitik på kort sigt. Der er dog en række af forslagene, som hen ad vejen er blevet implementeret, omend ikke nødvendigvis med samme indhold som oprindeligt foreslået.

3) Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ) er en tilskudsordning, som er samfinansieret af EU og Danmark.

4) Disse omfatter græsningsskov, stævningsskov (træer der skyder fra neden og bliver skåret ned med 10-50 års mellemrum) og plukhugst (udtagning af enkelte træer ad gangen, så bevoksningen med tiden består af træer i forskellige aldersgrupper).

Boks II.2 Anbefalinger fra Wilhjelm-udvalget

Wilhjelm-udvalgets rapport, der udkom i 2001, fremhævede beskyttelsen af eksisterende natur som den vigtigste indsats, jf. Wilhelm-udvalget (2001). Der skulle samtidig også være forbedrede muligheder for friluftsliv. Udvalget anbefalede "større sammenhængende naturområder", som af den daværende regering blev tolket som nationalparker.

Desuden blev følgende tiltag anbefalet:

- Dyrkningsfri eller gødnings- og sprøjtefri randzoner langs §3-områder, småbiotoper og særligt værdifulde våde naturområder
- Ammoniakbufferzoner omkring særlig sårbar natur og udarbejdelse af krav til udbringningsteknik og emissioner fra stald- og gødningsanlæg
- Forøgelse af areal med enge, overdrev og strandenge med 100.000 ha, bl.a. via en målrettet anvendelse af braklægningsordningen
- Mindst 20 pct. af ny skov skal være åbne områder
- 10 pct. af skovarealet skal have biodiversitet som primært formål (senest i 2040), herunder et delmål på 25.000 ha i 2012
- Forbedring af de fysiske forhold i vandløb og genskabelse af mangfoldigheden i søernes liv
- Områder med fri dynamik og tilgroning
- Forbindelser mellem naturområderne forbedres, herunder faunapassager

Derudover anbefalede udvalget et bedre grundlag for en målrettet naturforvaltning. Herunder hørte et bedre vidensgrundlag og en målretning og prioritering efter naturkvalitet ved hjælp af et fælles enkelt målsætnings- og værdisætningssystem for naturlokaliteter. Udviklingen af et samlet program til al naturovervågning var også en del af denne anbefaling.

Udvalget anbefalede øget integration af naturhensyn i landbruget, skovbruget og fiskeriet. Fiskeripolitikken skulle reformeres mod et mere bæredygtigt fiskeri, og referencemål skulle baseres på forsigtighedsprincippet. I skovbruget anbefaledes det, at statsskovene fortsatte omlægningen til naturnær skovdrift, og at naturnær drift i de private skove blev fremmet. I landbruget anbefaledes det bl.a., at det økologiske landbrugs potentiale til at lette miljøbelastningen af naturen skulle kortlægges. Udvalget anbefalede, at braklægningsordningen og midler til fremme af det multifunktionelle landbrug blev målrettet mere præcist mod natur, både geografisk og indholdsmæssigt.

Udviklingen efter 2001

Globalt mål: standse tab af biodiversitet i 2010

I 2001 vedtog EU's stats- og regeringschefer at standse tabet af biodiversitet i 2010, og i 2002 blev en biodiversitetsstrategi vedtaget på FN's sjette partskonference om biodiversitet i Holland med det erklærede mål at reducere tabet af biodiversitet væsentligt inden 2010. EU's målsætning blev fulgt op af en handlingsplan i 2006.

Syv nationalparker vedtages

I forlængelse af beslutningerne i EU og FN kom i 2004 en dansk handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse, gældende for perioden 2004-09, jf. Regeringen (2004). Handlingsplanen indeholdt forslag om syv nationalparker, som førte til, at en nationalparklov blev vedtaget i 2007. Handlingsplanen vægtede indsatsen for biodiversitet i Natura 2000-områderne og nationalparkerne højere end andre steder i landet. Den målrettede også indsatsen mod områder, hvor gevinsten for samfundet forventedes at være størst, dvs. hvor der samtidig med forbedrede livsbetingelser for arter bl.a. kunne opnås bedre muligheder for friluftsliv, bedre grundvandskvalitet og reduktion af CO_2. I forbindelse med handlingsplanen blev en ny skovlov vedtaget i 2004, og samtidig blev naturbeskyttelsesloven revideret for at styrke implementeringen af EU-direktiverne.

Naturnær skov i statsskovene

Ud over målet om 10 pct. naturskov og en fordobling af skovarealet var der i Danmarks Nationale Skovprogram et mål om, at alle statsskovene skulle konverteres til mere naturnær skovdrift i løbet af en trægeneration. For at nå dette mål blev der udarbejdet en handlingsplan i 2005.[5] Det var desuden målet i denne plan, at de naturnære driftsprincipper skulle være implementeret i størstedelen af statsskovene i 2012. Dette mål er opnået.

83.000 ha natur pløjet op

Trods anbefalingen fra Wilhjelm-udvalget om en målrettet anvendelse af braklægningsordningen til naturformål blev

5) Naturnær skovdrift bygger på at lade naturen gøre en så stor del af arbejdet som muligt med kun få indgreb. Der fældes ikke hele flader, og i vidt omfang skal skoven så sig selv frem for tilplantes. Desuden skal andelen af hjemmehørende arter øges, jf. Skov- og Naturstyrelsen (2005).

ordningen ophævet i EU i 2007, og ca. 83.000 ha ud af 148.000 ha brakarealer blev pløjet op i løbet af 2007-08. Dette var kritisk i en biodiversitetssammenhæng, da disse tidligere landbrugsarealer, efter at have ligget hen så længe uden drift, var ved at blive til reelle naturarealer.

Grøn Vækst viderefører tiltag på naturområdet

I april 2009 fremlagde den daværende regering Grøn Vækst-udspillet som en samlet plan for natur, miljø og landbrug i Danmark, jf. Regeringen (2009). Den del af planen, der drejede sig om indsatsen på naturområdet, var primært en videreførelse af eksisterende tiltag, blandt andet skovrejsning og etablering af vådområder. Sammen med etableringen af 50.000 ha sprøjte-, gødnings- og dyrkningsfrie randzoner skulle disse tiltag give danskerne 75.000 ha ny natur. Derudover skulle 40.000 ha §3-områder uden for Natura 2000-områderne plejes. Yderligere var en indsats i Natura 2000-områderne målrettet forpligtelserne i habitatdirektivet.

EU- og FN-mål: standse tab af biodiversitet i 2020

Da man i 2010 endnu ikke havde nået målet om at standse tilbagegangen i biodiversiteten blev EU's ministerråd i marts 2010 enige om en 2050-vision og et 2020-mål for biodiversitet. Samme vision og mål blev vedtaget på den tiende partskonference om biologisk mangfoldighed i Nagoya, Japan, i oktober 2010. Disse er grundlaget i EU's biodiversitetsstrategi frem til 2020, som blev godkendt i juni 2011. Visionen for år 2050 er, at EU's biodiversitet og tilhørende økosystemtjenester er beskyttet, værdsat og passende retableret, og målet for 2020 er at: "Standse tabet af biodiversitet og forringelsen af økosystemtjenester i EU frem til 2020 og – i det omfang, det er muligt – retablere dem og samtidig intensivere EU's bestræbelser på at standse tabet af biodiversitet på globalt plan." Strategien består af seks delmål, som er beskrevet i boks II.3. Til hvert af disse mål er der i strategien en pakke af foranstaltninger, der kan benyttes til at opfylde målene.

Boks II.3 Delmål i EU's 2020 biodiversitetsstrategi

Mål 1: Fuldstændig gennemførelse af direktiverne om fugle og levesteder, herunder færdiggørelse af Natura 2000-udpegningerne og sikring af en god forvaltning ved blandt andet at sikre tilstrækkelig finansiering af Natura 2000-områder samt forbedre håndhævelse og overvågning af disse.

Mål 2: Bibeholde og retablere økosystemer og økosystemtjenester, herunder sikre at der ikke sker nettotab af biodiversitet og økosystemtjenester.

Mål 3: Øge landbrugets og skovbrugets bidrag til bevarelse og forøgelse af biodiversiteten, herunder øge de direkte betalinger for offentlige miljøgoder i EU's fælles landbrugspolitik og målrette udviklingen af landdistrikter mere mod bevarelse af biodiversitet.

Mål 4: Sikre en bæredygtig udnyttelse af fiskeressourcerne, herunder forbedrer forvaltningen af de fiskede bestande og eliminere negative påvirkninger af bestande, levesteder og økosystemer.

Mål 5: Bekæmpelse af invasive arter, herunder styrkelse af EU-ordningerne for plante- og dyresundhed og oprette et dedikeret lovgivningsinstrument for invasive fremmede arter.

Mål 6: Medvirke til at forhindre tab af biodiversitet globalt, herunder mindske de indirekte årsager til biodiversitetstab.

II.4 Den nuværende indsats

Den nuværende regering har et mål om at fremsætte en strategi for sikring af den biologiske mangfoldighed samt rekreative værdier og har til hensigt at fremlægge en "Naturplan Danmark" med dette formål, jf. Regeringen (2011).
Formålet med dette afsnit er at se på, hvad der gøres for biodiversiteten i Danmark i dag. Først beskrives de vigtigste aktører inden for dansk naturforvaltning. Derefter gennemgås forskellige typer af beskyttelse, og til sidst ses der på, hvor mange offentlige ressourcer der er blevet brugt og afsat til fremme af biodiversitet og natur. Afslutningsvis beskrives tilskudsordningerne under Landdistriktsprogrammet.

Aktører i dansk naturforvaltning

EU har stor indflydelse

Indsatsen til styrkelse og bevarelse af biodiversitet i Danmark ligger hos en række aktører, som omfatter kommuner, staten, lodsejere og private fonde, men den overordnede styring sker i høj grad gennem direktiver og forordninger fra EU. Staten har ansvaret for, at regler og retningslinjer fra EU implementeres i dansk lovgivning.

Staten varetager landdistrikts-midlerne …

En væsentlig opgave for staten er administrationen af Landdistriktsprogrammet og udbetaling af landdistriktsmidlerne herfra, hvilket udgør hovedparten af finansieringen af den danske biodiversitetsindsats.[6] Denne opgave ligger hos NaturErhvervstyrelsen i Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

… og udmøntning af natur- og planpolitik

Naturstyrelsen under Miljøministeriet har til opgave at udmønte den danske natur- og planpolitik. Styrelsens opgaver omfatter bl.a. beskyttelse, pleje og genopretning af natur samt myndighedsopgaver i forbindelse med det private skovbrug. Naturstyrelsen forvalter ligeledes de knap 200.000 ha statsejede naturarealer, herunder statsskovene, som udgør godt 100.000 ha. En væsentlig opgave for naturstyrelsen er gennemførelsen af EU's fuglebeskyttelsesdirektiv, habitatdirektiv og vandrammedirektiv.

Kommunerne har ansvar for naturhandleplaner

Forvaltningen af natur- og miljølovgivningen ligger hos regionerne og kommunerne. I december 2011 blev de statslige naturplaner, der er en væsentlig del af implementeringen af habitatdirektivet, vedtaget i Danmark. Det er kommunernes ansvar, at disse planer i løbet af 2012 udmøntes i mere detaljerede handlingsplaner på nær for de områder, som staten ejer.

Private lodsejere ejer størstedelen af landbrug og natur

Størstedelen af det danske naturareal er ejet af private lodsejere eller fonde, jf. tabel II.1. Ud over skov og åben natur i form af §3-arealer dækker dette også småbiotoper på

6) Det gældende Landdistriktsprogram, som er medfinansieret af EU, dækker perioden 2007-13. Programmet indeholder blandt andet tilskudsordninger til land- og skovbrugets indsatser for natur og miljø, jf. nedenfor.

landbrugsarealer. Kommunernes naturforvaltning omfatter således samarbejde og koordinering med private lodsejere.

Tabel II.1 Ejerforhold i Danmark

	Private[a)]	Staten	Andre[b)]
	----------	Pct.	----------
Landbrug	97	2	1
Skov	72	20	8
§3-natur	82	15	3

a) Omfatter også private fonde.

b) Omfatter bl.a. kommuner og menighedsråd.

Kilde: Fog (2008), Hellesen (2008), Nord-Larsen mfl. (2010) og Skov- og Naturstyrelsen (2010).

Private fondes indsats øget markant

Som beskrevet i afsnit I.9 i foregående kapitel er de private aktørers indsats på naturområdet øget betragteligt igennem de seneste år. Dette har især givet sig udslag i flere naturområder, som er opkøbt og forvaltes af private fonde. Danmarks største private naturfond, Aage V. Jensens naturfond, er med sine knap 20.000 ha blevet en af landets største private jordejere.

Typer af naturbeskyttelse i Danmark

Beskyttelse af biodiversiteten sker i høj grad gennem en række restriktioner på arealudnyttelsen i udvalgte naturområder. I det følgende beskrives forskellige typer af beskyttelse.

Habitatdirektivet skal sikre bevarelse af natur og arter

Habitatdirektivets gennemførelse udgør den overvejende del af indsatsen direkte målrettet beskyttelse af biodiversiteten. Danmark er derigennem forpligtiget til at sikre god bevaringsmæssig status for en række naturtyper samt dyre- og plantearter. Det drejer sig om naturtyper, som er i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde, og som er karakteristiske for bestemte områder af Europa. Eksempelvis findes nogle typer af løvskov næsten kun i Danmark, og vi er derfor forpligtet til at beskytte dem her. Habitatdirekti-

vet retter sig primært mod de dyre- og plantearter, der er truede, sårbare eller sjældne og kræver særlig opmærksomhed på grund af deres særlige levested. Skarven er nok det bedst kendte eksempel på en dyreart, vi er forpligtet til at beskytte. Skarven er relativt almindelig i Danmark, men samme art findes kun ganske få andre steder i Europa. I alt omfatter habitatdirektivet mere end 200 naturtyper og 700 arter af planter og dyr, hvoraf ca. 60 naturtyper og mere end 100 arter findes i Danmark.

Natura 2000-områderne dækker 8 pct. af landet

For at gennemføre beskyttelsen er der blevet udpeget 252 Natura 2000-områder i Danmark, bestående af habitatområder og fuglebeskyttelsesområder. Natura 2000-områderne på land udgør 358.000 ha, svarende til 8 pct. af landets samlede areal. I områderne kan kræves gennemført en aktiv indsats for naturgenopretning og –sikring af naturtyperne og levestederne. Der ydes erstatning, hvis gennemførelsen af de kommunale handleplaner påfører lodsejerne tab.

Handleplaner først klar ultimo 2012

De nye nationale naturplaner blev offentliggjort i slutningen af 2011 og omfatter 246 Natura 2000-områder.[7] Samlet set lægges der op til en indsats i form af naturpleje på 130.000 ha åbne naturarealer, sikring af mere naturlige vandstandsforhold på 16.000 ha og beskyttelse af 20.000 ha skov mod opsplitning og rydning, jf. Naturstyrelsen (2011b). Det påhviler kommunerne at iværksætte den konkrete gennemførelse af indsatserne i samarbejde med de private lodsejere, mens Naturstyrelsen har ansvaret for indsatsen på statens arealer. Handleplanerne, for hvordan målene i de 246 naturplaner opnås, skal foreligge ved udgangen af 2012, og den samlede indsats forventes at komme til at koste omkring 1,8 mia. kr.

Indsats for enkeltarter

Danmark er udover indsatsen inden for Natura 2000-områderne forpligtet til at træffe de nødvendige foranstaltninger for at beskytte 39 enkeltarter i hele deres udbredel-

7) De sidste seks områder er udpeget senere end resten, og planer for disse områder vil først komme senere, når tilstrækkelig data er indsamlet, jf. Naturstyrelsen (2011b).

sesområde.[8] Der skal dermed for disse arter laves yderligere tiltag til at sikre deres fortsatte tilstedeværelse i Danmark, hvis de findes uden for habitatområderne. Dette involverer blandt andet et forbud mod at ødelægge eller beskadige deres yngleområder. Det er i Danmark besluttet, at der skal laves forvaltningsplaner for 22 af disse arter for at leve op til denne forpligtelse, blandt andet hasselmusen og alle de danske flagermusarter, jf. Naturstyrelsen (2011a). Desuden er en række habitatområder udpeget for at sikre enkeltarter. Der er også udarbejdet handlingsplaner for andre truede og sjældne arter i Danmark, herunder for skarv.

§3-områder dækker 10 pct. af landet

Naturbeskyttelsesloven indebærer beskyttelse af bestemte naturtyper: eng, hede, overdrev, mose og strandeng, samt søer og udpegede vandløb. Disse udgør tilsammen de såkaldte §3-områder, som dækker godt 400.000 ha, svarende til knap 10 pct. af Danmarks areal, jf. figur II.3. Det samlede §3-areal har været nogenlunde konstant de sidste 15 år, men nogle af naturtyperne har ændret sig fra en type til en anden, jf. afsnit I.6 i det foregående kapitel. Dette hænger blandt andet sammen med, at naturtyperne generelt er truet af tilgroning og har behov for plejetiltag i form af f.eks. græsning eller naturgenopretning, hvis deres naturindhold skal bevares. En kortlægning af områderne er ved at gennemgå en omfattende opdatering, da det har vist sig, at der var store forskelle på den vejledende kortlægning og den faktiske tilstand af de åbne naturtyper, jf. Nygaard mfl. (2011).

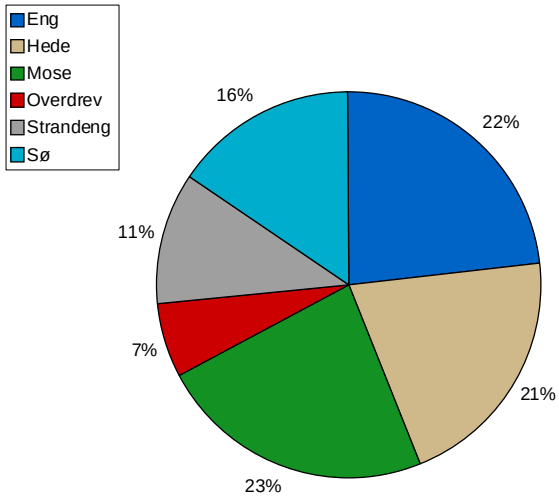
Generel beskyttelse uden krav om aktiv indsats

§3-beskyttelsen består i forbud mod tilstandsændring ved jordejerens aktiviteter, men i modsætning til Natura 2000-områderne er der ikke krav om en aktiv indsats for at bibeholde de beskyttede naturtyper. Hvis et områdes tilstand ændres så meget gennem tilgroning, at det ikke længere er defineret som en af de ovennævnte naturtyper, er det ikke længere beskyttet efter §3 i naturbeskyttelsesloven. §3-beskyttelsen af områderne er erstatningsfri, da der som

8) Arter som findes i habitatdirektivets bilag IV og naturbeskyttelseslovens bilag 3. De 39 arter omfatter 14 flagermus, to gnavere, odder, marsvin, fire krybdyr, otte padder, en fisk, syv insekter og en muslingeart. Ikke alle arterne er sjældne i Danmark.

udgangspunkt ikke er tale om ændringer i arealets anvendelse umiddelbart før og efter arealet bliver omfattet af beskyttelsen. Det er dog ikke nødvendigvis omkostningsfrit for lodsejeren, der vil kunne opleve et tab i optionsværdi.

Figur II.3 §3-naturtyper



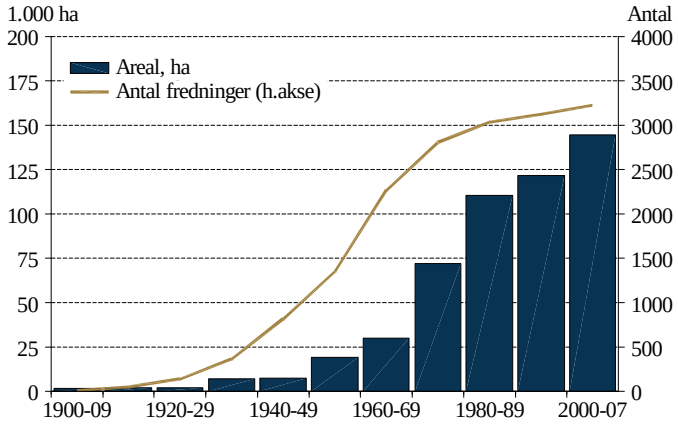
Kilde: Nygaard mfl. (2011).

Fredninger tjener forskellige formål

Fredninger er et instrument til naturbeskyttelse, som i Danmark har været anvendt siden begyndelsen af 1900-tallet. I alt er knap 4 pct. af Danmarks areal fredet, jf. figur II.4. Fredninger kan f.eks. ske for at beskytte en speciel naturformation eller udsigt, landskabets rolle som habitat eller have en kulturhistorisk eller rekreativ begrundelse. Fredninger kan omfatte alt fra punktfredninger af et bestemt hus til store arealer på flere hundrede hektar. Effekten af en fredning for områdets biodiversitet afhænger dermed helt af formålet med fredningen og kan både være meget høj og meget lav. En fredning er som udgangspunkt permanent, og lodsejerne har ret til erstatning for de tabte indtjeningsmuligheder i fremtiden. Der er for nyligt gennemført en ændring af naturbeskyttelsesloven, således at der ikke kan

udbetales erstatning til arealer ejet af private fonde, hvor der gennemføres en fredning.

Figur II.4 Fredede områder i Danmark 1900-2007



Anm.: Fredninger omkring kirker er ikke medtaget.
Kilde: Det Centrale Fredningsregister, Naturstyrelsen.

Natur ofte beskyttet på flere måder

I praksis er der et vist sammenfald mellem både Natura 2000-områder, fredede områder og naturtyperne under §3 beskyttelse. Ca. 43 pct. af §3-arealerne er også Natura 2000-arealer, godt 20 pct. af §3-arealerne er også omfattet af en fredning, og en stor del af sidstnævnte arealer er samtidig dækket af Natura 2000, dvs. af alle tre beskyttelsesformer, jf. Hellesen (2008).

Fredskovspligt sikrer ikke naturindhold

Siden fredskovspligten blev indført for godt 200 år siden, har alle offentlige skove og en stor andel af de private skove været pålagt fredskovspligt, hvilket vil sige, at ejerne er forpligtet til at arealet bruges til skovdrift. Det vigtigste krav er, at arealerne skal være skovbevoksede, men skovloven skal også sikre, at nogle af de vigtige naturtyper i skoven bliver bevaret, herunder eksempelvis vandhuller og løvskovbryn. Desuden må højst 10 pct. af skovarealet være dækket af juletræer og pyntegrønt. Fredskovspligten, som over 90 pct. af de danske skove er omfattet af, bliver ofte fremhævet som en sikring af naturen i skoven, men reelt påvirker den biodiversiteten både negativt og positivt. Det

er positivt, at det ikke er muligt at konvertere arealerne til intensiv landbrugsdrift eller store områder med bebyggelse. Men samtidig er der krav til, at der er skovdrift på arealerne, hvilket har en række negative konsekvenser for biodiversiteten, jf. afsnit II.2. Især forstyrrelserne ved hugst og den udbredte dræning af arealerne er problematiske. Desuden er der ingen krav om, at der vælges træarter, som hører hjemme i Danmark. Over halvdelen af Danmarks skovareal er nåleskov, som ikke er naturligt hjemmehørende i Danmark, og som indeholder meget færre arter end løvskov.

Fem nationalparker udpeget indtil nu

På foranledning af Wilhjelm-udvalgets anbefaling om etablering af større sammenhængende naturområder igangsatte regeringen i 2002 pilotprojekter om nationalparker i Danmark. Der blev gennemført syv pilotprojekter og tre undersøgelsesprojekter. Dette forarbejde har efter vedtagelse af nationalparkloven i 2007 resulteret i indtil videre tre etablerede nationalparker, og udpegning af yderligere to. Den første nationalpark var Nationalpark Thy, som blev indviet i 2008, og året efter blev Nationalpark Mols Bjerge indviet. Nationalpark Vadehavet blev indviet i 2010. De to områder, der er udpeget som de mulige næste nationalparker, er henholdsvis Kongernes Nordsjælland og Skjern Å.

Effekten af nationalparker er ikke tydelig

Formålet med nationalparkerne er at udvikle, sikre og bevare natur, landskaber og kulturhistoriske værdier. Det handler ikke kun om at sikre naturen, men også om at formidle naturens værdier til befolkningen og ikke mindst drage nytte af en forventet øget turisme. Der er ikke umiddelbart nogen ekstra krav eller forbud i områder, der indgår i nationalparkområder, men parkerne får et årligt statstilskud til driften. Tilskuddet kan benyttes til naturprojekter såvel som til formidling. Midlerne er dermed ikke øremærket biodiversitetsfremmende formål. Effekten af nationalparker på biodiversiteten er derfor ikke oplagt.

Ressourceforbrug

Indsatsen for biodiversitet er placeret hos flere forskellige aktører, og det samme gælder udgifterne forbundet hermed.

Landdistrikts-midler til miljø og landskab

En væsentlig udgift til indsatser, der har en vis effekt for biodiversiteten, ligger i EU's Landdistriktsprogram.[9] I forbindelse med Grøn Vækst-aftalen blev de årlige bevillinger til forbedring af miljøet og landskabet via Landdistriktsprogrammet øget fra omkring en halv mia. kr. i 2009 til ca. en mia. kr. i Landdistriktsprogrammet for 2010-13. Over halvdelen af udbetalingerne via Landdistriktsprogrammet dækkes af EU, som også støtter visse natur- og miljøprojekter uden for Landdistriktsprogrammet (såkaldte EU-Life-projekter). Medfinansieringen fra EU i Landdistriktsprogrammet er mindst 50 pct. og 75 pct. for visse af tilskudsordningerne (vådområdeindsatser, omlægning til økologi og Natura 2000-projekter).

Forsinket Grøn Vækst-indsats

Flere af de miljø- og naturorienterede indsatser under Landdistriktsprogrammet blev noget forsinket i forhold til den oprindelige aftale, blandt andet fordi vand- og naturplanerne blev væsentligt forsinkede, og specielt fordi omlægningen til økologi ikke er gået så hurtigt som forventet.[10] Udbetalingerne i 2010 og 2011 var derfor væsentligt lavere end den afsatte årlige mia. kr. (ca. 0,3 mia. kr. pr. år). Det forventes dog, at udgifterne kommer op omkring 1 mia. kr. pr. år igen i perioden 2012-13, bl.a. ved at andre initiativer er blevet tilføjet, og nogle tilskudsordninger får hævet satser og bevillinger. For eksempel er der blevet tilføjet en statslig vådområdeindsats til den kommunale indsats i forbindelse med opfyldelsen af vandrammedirektivet.

Administration af landdistrikts-midlerne

NaturErhvervstyrelsen har også en del administrative omkostninger i forbindelse med udbetaling og kontrol af ordningerne under Landdistriktsprogrammet. Disse omkostninger udgjorde i 2008 knap 60 mio. kr. for de miljø- og naturrelaterede ordninger, svarende til knap 15 pct. af udbetalingerne fra disse ordninger, jf. FødevareErhverv (2010).

9) Se evt. afsnit I.4 i det foregående kapitel.

10) Vandplanerne er en implementering af EU's vandrammedirektiv i Danmark.

Naturstyrelsen har ansvar for statsskove og vandplaner

Udover at Naturstyrelsen administrerer nogle af tilskudsordningerne i Landdistriktsprogrammet, har styrelsen også ansvar for driften af statens skov- og naturarealer. Dette indebar i 2010 udgifter på godt en halv mia. kr. Forvaltningen har ikke kun biodiversitet som formål, men også f.eks. friluftsliv og produktion af tømmer. Øvrige af Naturstyrelsens væsentligste udgifter med relation til biodiversitet omfatter blandt andet statslig skovrejsning med udgifter på knap 80 mio. kr. og vandløbsrestaureringer i forbindelse med vandplanerne med forventede udgifter på ca. 80 mio. kr. årligt. Det skal bemærkes, at der også er en betydelig indtægt i statsskovene fra salg af træ og andre træprodukter samt udleje af arealer og jagtrettigheder. Disse indtægter udgjorde omkring 400 mio. kr. i 2010.

Kommunernes udgifter til naturforvaltning er steget

Kommunerne fik ved kommunalreformen i 2007 overført naturforvaltningsmidler fra amterne for godt 60 mio. kr. pr. år til naturpleje og -projekter. De kommunale udgifter til naturforvaltning er steget med årene, og i 2010 brugte kommunerne sammenlagt over 280 mio. kr. på naturbeskyttelse, jf. tabel II.2. Kommunerne har i tilgift fået ansvaret for at implementere naturplanerne på de lysåbne arealer, langs kysterne og i de få skove, der ikke er fredskovspligtige. Kommunerne skal udarbejde handleplaner for omkring 200 Natura 2000-områder og efterfølgende sikre, at indsatsen implementeres.

Uklart hvor meget fonde betyder

Det har ikke været muligt at opgøre, hvor meget private fonde bruger på naturindsatsen, men som nævnt tidligere er deres indsats på naturområdet øget de senere år. Ud over at opkøbe jord og forvalte denne støtter flere fonde også natur- og miljøprojekter initieret af private såvel som offentlige aktører.

Tabel II.2 Omkostninger på naturområdet i kommunerne

	2008	2009	2010
	----------	Mio. kr.	----------
Naturbeskyttelse – konkrete projekter			
Naturforvaltningsprojekter	80	84	102
Natura 2000	4	4	4
I alt	84	88	106
Anden naturbeskyttelse			
Fredningserstatninger	0	4	1
Skove	71	73	55
Sandflugt	10	14	9
Administration vedr. naturbeskyttelse[a)]	73	97	113
I alt	154	188	178
Naturbeskyttelse i alt	238	277	283

a) Blandt andet til opdateringen af §3-naturtypekortlægning.

Kilde: Kommunernes Landsforening.

Forventet stigning i samlede udgifter

De samlede udgifter til naturforvaltning og bevarelse af biodiversitet er vanskelige at opgøre, men baseret på de ovennævnte beløb kan det groft skønnes, at der i 2010 blev brugt omkring 1,4 mia. kr., og 0,8 mia. kr. hvis man trækker EU-tilskud og indtægter i statsskovene fra. Dette dækker dog ikke kun udgifter til en biodiversitetsindsats, men til naturforvaltning generelt med mange andre formål. Hvis de næste års regnskaber kommer til at afspejle de afsatte midler i Landdistriktsprogrammet og på finansloven, stiger de samlede udgifter til omkring 2,1 mia. kr., og 1,1 mia. kr. pr. år når EU-tilskud og indtægter i statsskovene er trukket fra.

Miljømilliarder brugt på vådområder

I 2006 blev der afsat omkring 1 mia. kr. på finansloven til miljøformål. Dette beløb blev kendt som "miljømilliarden". Godt halvdelen blev øremærket til en særlig vand- og naturindsats i perioden 2006-09. Indsatsen dækkede primært projekter, som vedrørte genskabelse af vådområder og restaurering af vandløb. I 2009 blev endnu en "miljømilliard" afsat til nye vådområder i perioden 2010-15 i forbin-

delse med udmøntningen af aftalen om Grøn Vækst. Det første projekt blev sat i gang i juni 2011, og det er planen, at der inden udgangen af 2015 skal skabes godt 10.000 ha vådområder. Der er umiddelbart ingen af midlerne, der er gået til en indsats i skoven. "Miljømilliarderne" bliver i høj grad finansieret via Landdistriktsprogrammet og udgør således en del af de ovenfor beskrevne midler. Man kan således ikke lægge "miljømilliarderne" oveni de ovenfor beskrevne udgifter, da der er et væsentligt overlap.

Naturplanerne finansieres primært via Landdistrikts-programmet

I forbindelse med Grøn Vækst blev det vurderet, at den samlede indsats i forbindelse med naturplanerne ville komme til at koste 1,8 mia. kr. i perioden 2010-15, jf. tabel II.3. Finansieringen af naturplanernes pleje- og projektudgifter stammer primært fra Landdistriktsprogrammet. Således forventes 1,5 mia. kr. af de 1,8 mia. kr. at komme herfra, mens 0,2 mia. kr. forventes at blive finansieret af kommunerne.

Tabel II.3 Naturplanernes pleje- og projektudgifter

	Budget	**Finansieres af**
	-- Mio. kr. --	
Pleje af græs	736	Landdistriktsprogrammet
Hydrologiprojekter	471	Landdistriktsprogrammet
Skovbeskyttelse	252	Landdistriktsprogrammet
EU-Life-projekter	150	Kommuner og EU
Hedepleje	42	Kommuner og stat
Andre projekter	135	Kommuner
I alt	1.786	

Anm.: Budget for hele perioden 2010-15.

Kilde: Naturstyrelsen.

Omprioritering af midler i Landdistrikts-programmet

Da handleplanerne først forventes færdige i december 2012, vil pleje- og projektudgifter i høj grad falde i 2013 og frem. Hvorvidt dette betyder en højere forventet årlig udgift eller en forskydning af de årlige udgifter, er ikke helt entydigt. Det ser dog ud til, at nogle indsatser blot udskydes, herunder skovbeskyttelse, mens indsatsen for pleje af åben natur

og for vådområder intensiveres i de sidste to år, Landdistriktsprogrammet dækker, dvs. 2012-13, jf. finansloven for 2012. Hvordan indsatsen efter 2013 ser ud er endnu uklart, da EU's Landdistriktsprogram for 2014-20 endnu ikke foreligger.

Tilskudsordninger til beskyttelse af biodiversitet

EU's Landdistriktsprogram sætter rammen

Som nævnt ovenfor spiller EU's Landdistriktsprogram en vigtig rolle i finansieringen af indsatsen for biodiversiteten gennem en række tilskudsordninger, der har til formål at tilgodese biodiversiteten eller naturen mere bredt, jf. tabel II.4. Disse ordninger gennemgås nærmere i dette afsnit, fordi de sætter en del af rammen for biodiversitetsindsatsen, især på de private jordarealer.

Størst indsats i den åbne natur og på landbrugsjorden

Den største del af landdistriktsmidlerne gives via tilskudsordninger, som er målrettet den åbne natur og landbrugsarealer. Det drejer sig om tilskud til græsning, anlæg af vådområder og rydning i Natura 2000-områder. Desuden finansieres udlægning af 50.000 ha dyrkningsfri randzoner på landbrugsjord langs søer og vandløb også af midler fra Landdistriktsprogrammet. De dyrkningsfrie randzoner er ikke en frivillig tilskudsordning, men et tvunget tiltag med kompensation der træder i kraft i løbet af 2012. På landbrugsarealer er det også muligt at opnå støtte til skovrejsning.

Lille indsats i eksisterende skov

Landdistriktsprogrammet giver desuden tilskud til sikring af levesteder i skov i Natura 2000-områderne. Dette omfatter bl.a. aftaler om ekstensiv drift, bevaring af store træer, reduceret afvanding, græsningsdrift og i særlige tilfælde tilskud til urørt skov. Midlerne afsat til sikring af eksisterende skov er dog små sammenlignet med de øvrige ordninger. Der forventes således kun afsat 42 mio. kr. pr. år til denne ordning ud af ca. 1 mia. kr. til alle ordningerne i Landdistriktsprogrammet rettet mod miljø og natur.[11] Indtil 2009 har der eksisteret en ordning uden for Landdistriktsprogrammet, der gav tilskud til udlægning af urørt skov i private skove.

11) Jf. finansloven for 2012 nedsættes de 42 mio. kr. endda med 19 mio. kr. årligt i 2012 og 2013.

Tabel II.4 Tilskud til miljø og natur via Landdistriktsprogrammet

	Tilskud
	Kr. pr. ha pr. år
Naturpleje i Natura 2000- og §3-områder (5-årige aftaler)	
Græsning	2.000
Græsning på "naturperler"	3.350
Høslæt og/eller græsning	1.000
Tillæg for særlig fugleindsats	600
Pleje af vådområder og vandløb (20-årige aftaler)[a)]	
Naturarealer	
MVJ-aftale eller permanent græs	300
Dyrket landbrugsareal	1.800
	3.500
Dyrkningsfri randzoner (permanente)	
Kompensation	2.770
Skove (permanente)	
Skovrejsning på landbrugsjord	-[b)]
Sikring af skov i Natura 2000-områder	-[c)]
Følgende projekter kan desuden opnå op til 100 pct. projektstøtte	
Vådområdeprojekter	
Natur- og miljøprojekter	
Naturforvaltning i Natura 2000-områder (rydning, forberedelse til græsning mv.)	
Landskabs- og biotopforbedrende beplantninger (op til 60 pct. tilskud)	

a) Tilskud afhængige af arealets hidtidige benyttelse.

b) Engangsstøtte pr. ha afhængig af træartsvalg og yderligere hensyn til natur og miljø.

c) Kompensation for tabt værdi afhængig af naturtype og indsats.

Kilde: NaturErhvervstyrelsen, www.landdistriktsprogram.dk, og Finansloven 2012.

De fleste midler gives som fast tilskud

Godt halvdelen af landdistriktsmidlerne til miljø- og naturindsatsen gives i form af et fast tilskud pr. ha. Der tages således ikke større hensyn til de faktiske omkostninger ved at omlægge eller begrænse produktionen på arealet, til lodsejerens præferencer for natur eller til kvaliteten af den natur, der opnås med tiltaget. Ordningerne er designet

således for at mindske administrationsomkostningerne og gøre ordningerne gennemskuelige og enkle at overvåge.

Prioritering af ansøgere har lille betydning

I de senere år er Landdistriktsprogrammet blevet mere målrettet mod Natura 2000-områderne. Således har ansøgere i Natura 2000-områder førsteprioritet til at modtage midler til pleje af græs- og naturarealer. Der gives desuden prioritet til private lodsejere fremfor offentlige instanser. Den opstillede prioritering har dog i praksis kun begrænset betydning, da rammen for den enkelte ordning oftest er større end de ansøgte beløb. Det skyldes sandsynligvis, at tilskuddet ikke har været højt nok til, at det har været attraktivt for tilstrækkeligt mange lodsejere.

Øget tilskud til naturpleje

Nylige beregninger af omkostninger ved naturpleje har vist, at omkostningerne er noget højere end tidligere antaget, jf. Dubgaard mfl. (2012). På den baggrund er tilskud til græsning og høslæt øget, og arealet med såkaldte "naturperler", der kan få et højere tilskud, er øget fra 2012 fra 850 ha til ca. 2.000 ha.

Tilbagegang i lange aftaler

De fleste aftaler i Landdistriktsprogrammet er 5-årige. Der har været en tendens til, at lange aftaler på 10-20 år ikke blev benyttet, da landmændene ikke har ønsket at binde sig for længere perioder af gangen. Det kan f.eks. skyldes, at tilskudsstørrelserne ikke afspejlede den usikkerhed, der er forbundet med aftaler af en sådan varighed. Eksempelvis er det ikke tilladt at tage arealer tilbage i drift inden for perioden, hvis rentabiliteten i landbruget bliver forbedret. Samtidig kan lodsejeren være bekymret for, at et område, der har været drevet med naturformål i f.eks. 20 år, bliver pålagt blivende restriktioner senere hen, f.eks. ved at blive omfattet af §3 i naturbeskyttelsesloven. Enkelte ordninger har dog mere langvarig karakter, hvilket er afspejlet i tilskuddets størrelse. Det drejer sig om skovrejsningsordningen, hvor skoven vil blive omfattet af fredskovspligt, sikring af skov i Natura 2000-områderne og pleje af vådområder.

Sammenfatning

Fokus på Natura 2000-områder

Den primære indsats for biodiversiteten i Danmark er rettet mod opfyldelsen af habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet i Natura 2000-områderne.

Opfyldelsen af EU's direktiver danner rammen

Rammen for den danske indsats for naturen og biodiversiteten er i høj grad givet af EU's fugle- og habitatdirektiver samt vandrammedirektiv. For at opfylde fugle- og habitatdirektiverne er der i december 2011 fremlagt 246 naturplaner, som i løbet af det næste år skal omsættes til handleplaner af kommunerne og staten.

Indsatsen betales primært via Landdistriktsprogrammet

En væsentlig del af indsatserne er baseret på, at lodsejere plejer deres naturarealer mod at få et tilskud pr. ha. Disse tilskud er finansieret via Landdistriktsprogrammet, hvoraf EU betaler godt halvdelen. I Grøn Vækst blev der afsat 1,8 mia. kr. for perioden 2010-15 til indsatsen, der følger af naturplanerne. Heraf skal de 1,5 mia. komme fra Landdistriktsprogrammet. Da både vand- og naturplanerne er blevet forsinkede, er indsatserne det også, og dermed har udgifterne i 2010 og 2011 været langt lavere end forventet.

Få indsatser i skov

Størstedelen af ordningerne i Landdistriktsprogrammet har åben natur, vådområder og agerland som indsatsområde og kun i mindre grad skov. Udover skovrejsning på agerland er der således kun afsat omkring 40 mio. kr. pr. år til sikringen af skovnaturtyper i Natura 2000-områderne.

II.5 Markedsfejl, regulering og virkemidler

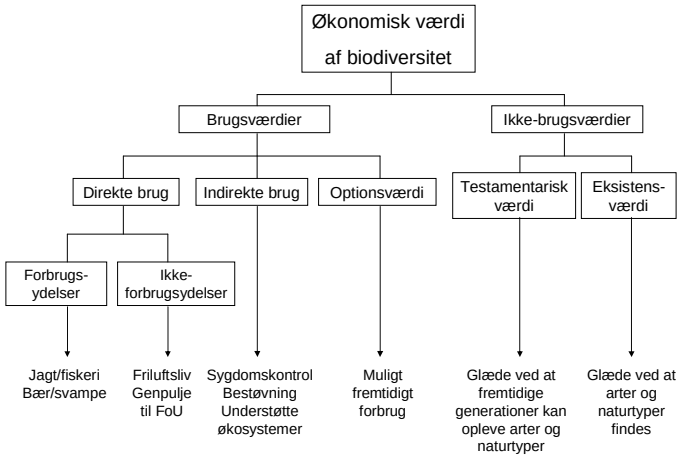
Biodiversitet har værdi for mennesket

Biodiversitet skaber en række værdier for mennesker. Mange af disse værdier har karakter af offentlige goder eller goder, som ikke normalt handles på et marked. Uden regulering vil der ikke i tilstrækkeligt højt omfang blive taget hensyn til værdien af biodiversitet. Landmænd og skovejere kan således ikke forventes at tage fuldt hensyn til de afledte gevinster eller tab for biodiversiteten, når de tilrettelægger produktionen. I dette afsnit beskrives markedsfejl knyttet til biodiversitet. Herefter drøftes prioritering af indsatsen, samt fordele og ulemper ved forskellige virkemidler til beskyttelse af biodiversiteten.

Værdien af økosystemydelser

Biodiversitet bidrager til en række økosystemydelser, som har værdi for mennesket. Overordnet kan skelnes mellem brugsværdier og ikke-brugsværdier. Brugsværdierne kan yderlige opdeles i direkte brugsværdier, indirekte brugsværdier og optionsværdier, mens ikke-brugsværdierne kan opdeles i testamentariske værdier og eksistensværdier, jf. figur II.5. Nederst i figuren er angivet eksempler på typer af ydelser eller værdier, som tilhører de forskellige kategorier.

Figur II.5 Den samlede værdi af biodiversitet



Anm.: Figuren har fokus på økosystemydelser relateret til biodiversitet, men enkelte af eksemplerne nederst i figuren er relateret til ydelsen fra naturen i bredere forstand end blot biodiversitet.
Kilde: Baseret på bl.a. Dubgaard mfl. (2002) og Pascual mfl. (2010).

Direkte brugsværdier

De direkte brugsværdier kan yderligere opdeles i forbrugsydelser og ikke-forbrugsydelser. Forbrugsydelser er f.eks. afgrøder fra landbruget. En høj diversitet i arter og gener er med til at sikre et forskelligartet udbud med mange varianter af fødevarer. Det øger i sidste ende forbrugerens valgmuligheder. Ikke-forbrugsrelaterede brugsværdier består f.eks. af friluftsliv og rekreation. En høj diversitet af arter og naturtyper kan således øge glæden ved friluftsliv. Et

andet eksempel er, at diversitet i gener er med til at sikre en stor genpulje, som kan være til gavn for forskning og helbredelse af sygdomme. Høj biodiversitet kan således opfattes som en form for videnskapital, som gavner forskning og udvikling (FoU) inden for medicinsk forskning.

Indirekte brugsværdier

Der er forskellige indirekte brugsværdier ved biodiversitet. Således er mangfoldighed af genetiske varianter i landbrugsproduktionen med til at give sygdomskontrol for afgrøderne, idet en landbrugsproduktion baseret på mange forskellige kornsorter forventes at være mindre udsat for sygdomme.

Biodiversitet understøtter stabilitet af økosystemer

Høj diversitet af arter og gener menes også at øge økosystemers modstandsdygtighed over for forandringer (resiliens). Derved understøtter biodiversitet en række andre økosystemydelser fra naturen som f.eks. CO_2-lagring, opmagasinering af vand (oversvømmelsesforebyggelse) og naturens rensefunktioner, der er med til at sikre rent drikkevand. Det store fokus på tabet af biodiversitet synes at være knyttet til en bekymring for, at biodiversiteten kan komme under en kritisk grænse, som har ukendte men muligvis alvorlige konsekvenser for økosystemerne og dermed også for de afledte økosystemydelser.

Optionsværdier

Ud over disse kategorier af brugsværdier knytter der sig også optionsværdier til biodiversitet. Optionsværdier er nytten af muligheden for i fremtiden at kunne anvende den biologiske mangfoldighed.

Ikke-brugsværdier

Endelig omfatter ikke-brugsværdier testamentariske værdier og eksistensværdier. Testamentariske værdier er tilfredsstillelsen ved at tilgodese fremtidige generationers velfærd, mens eksistensværdier er glæden ved at vide, at en given art eller naturtype findes, selvom man ikke direkte eller indirekte selv "bruger" pågældende art.

Biodiversitet kan opfattes som en forsikringsværdi

Nogle af værdierne af biodiversitet kan opfattes som en forsikringsværdi. Biodiversitet er således med til at sikre robustheden af økosystemer over for eventuelt kommende forandringer. Bevarelse af biodiversitet har også en værdi,

fordi den kan udnyttes til forskning i fremtiden og forebygger sygdomme i landbrugsafgrøder.

Biodiversitet og markedsfejl

Nogle økosystemydelser handles

En række af de afledte økosystemydelser fra naturen omsættes på markeder. Det gælder for flere af de direkte forbrugsydelser som f.eks. varer produceret af landbruget. For disse ydelser vil markedet sende et signal til landmænd og andre producenter, som afspejler, hvor stor værdi forbrugerne tillægger disse produkter. Jagtrettigheder kan også sælges, og landmænd og skovejere vil derfor have en tilskyndelse til at sikre en levedygtig bestand af vildt.

Markedsfejl påvirker biodiversiteten

En stor del af økosystemydelserne ved biodiversitet handles imidlertid ikke, og der vil derfor ikke via markeder være tilstrækkelig tilskyndelse for private producenter til at levere disse ydelser. Overordnet er der tre markedsfejl, som i fravær af regulering kan lede til for lidt natur og biodiversitet:

- Produktionseksternaliteter
- "Fælledens problem" (open acess eksternalitet)
- Ydelsernes karakter af at være offentlige goder

Produktions-eksternaliteter

Positive produktionseksternaliteter findes f.eks. i forhold til biers bestøvning af blomster, som øger produktiviteten i landbruget. Et andet eksempel på en produktionseksternalitet er, at mangfoldighed af afgrøder og forskellige genetiske varianter af disse afgrøder er vigtige i forhold til at bevare landbrugsproduktionens robusthed over for plantesygdomme. Grundlæggende er der en afvejning mellem på den ene side at koncentrere landbrugsproduktionen på enkelte højtydende varianter af en afgrøde og på den anden side landbrugsproduktionens robusthed over for plantesygdomme. Hvis produktionen koncentreres på få varianter, vil det øge sandsynligheden for, at plantesygdomme spredes geografisk. Den enkelte landmand tager i sit valg af afgrøde ikke tilstrækkeligt hensyn til, at hans valg påvirker de andre landmænds risiko. Dette er en ægte produktionseksternalitet, jf. Brock og Xepapadeas (2003). Der er argumenteret for, at man som en forsikring bør bevare små, men levedyg-

tige populationer af en lang række genetisk forskellige varianter af de forskellige afgrøder, selvom det privatøkonomiske afkast af at dyrke disse varianter er lille, jf. Weitzman (2000).

Fælledens problem

For en del naturydelser er der fri adgang for alle. Dette såkaldte "fælledens problem" kan lede til overudnyttelse af naturydelsen, hvis der ikke iværksættes regulering til at begrænse udnyttelsen af naturressourcen, jf. Hardin (1968). Et eksempel på fælledens problem er udnyttelse af fiskebestande på havet, som – i fravær af regulering – er tilgængelige for alle. Den enkelte fisker kan ikke forventes at tage tilstrækkelig hensyn til, at hans fangster er med til at mindske bestanden, hvilket mindsker udbyttet og hæver omkostningen ved fangsten for andre fiskere. I sidste ende kan dette lede til uddøen af arter, hvis overfiskningen betyder, at bestanden kommer under et bæredygtigt niveau.

Manglende ejendomsrettigheder

Grundlæggende skyldes fælledens problem, at der ikke er etableret klare ejendomsrettigheder, eller at disse ejendomsrettigheder ikke kan håndhæves i praksis. Hvis der eksempelvis var en enkelt ejer af fiskebestanden, ville denne have en interesse i at sikre, at der ikke foregik overfiskning, som kunne true bestanden.

Offentlige goder

Nogle af de afledte ydelser fra biodiversitet har karakter af at være rene offentlige goder. Offentlige goder er karakteriseret ved, at brugen af godet ikke mindsker muligheden for, at andre bruger godet (dvs. er ikke-rivaliserende), og at det ikke er muligt at udelukke nogen fra at bruge godet (dvs. er ikke-ekskluderbart). Eksistensværdien for arter er et eksempel på et offentligt gode. At en person føler glæde ved at vide, at en given art eksisterer, udelukker ikke andre personer fra at føle samme glæde. Endvidere er det ikke muligt at udelukke nogen fra at føle glæde ved, at en given art eksisterer.[12] Forsikringsværdien ved biodiversitet, som

12) Fælledens problem adskiller sig fra rene offentlige goder ved, at det vedrører goder, som er rivaliserende i forbrug eller produktion, mens offentlige goder er ikke-rivaliserende. Fælledens problem og offentlige goder har det til fælles, at det ikke er muligt at udelukke andre fra at bruge godet.

bl.a. dækker over diversitetens betydning for at sikre økosystemers robusthed over for forandringer, har også karakter af offentligt gode. Lodsejerne kan ikke sælge disse afledte offentlige goder, og de har derfor ikke tilstrækkelig tilskyndelse til at bevare biodiversiteten.

Globale og lokale eksternaliteter ved biodiversitet

Flere af de ikke markedsomsatte økosystemydelser ved biodiversitet har grænseoverskridende karakter. Det gælder f.eks. for genpuljen til gavn for fremtidig forskning og sygdomskontrol i forhold til afgrøder. Andre ydelser har mere lokal karakter. Det gælder f.eks. bestøvning og diversitetens bidrag til at øge værdien af friluftsliv. Andre ydelser fra biodiversitet indeholder en blanding af grænseoverskridende og lokale eksternaliteter. Det gælder f.eks. for biodiversitetens betydning i forhold til at øge økosystemers funktionalitet og robusthed over for forandring, som indirekte understøtter en række andre økosystemydelser. Nogle af disse er grænseoverskridende (CO_2-binding), mens andre er mere lokale (naturens rensefunktioner og oversvømmelseskontrol mv.). Eksistensværdier indeholder formentlig en blanding af globale og lokale værdier. Mange finder det således vigtigt at beskytte arter, som ikke findes i Danmark (f.eks. panda og næsehorn), men der er formentlig også mange, som mener, at der bør gøres en særlig indsats for at bevare nationale arter eller arter, som kulturhistorisk har haft særlig betydning i Danmark (f.eks. storken).

Tab af biodiversitet er irreversibelt

Tab af biodiversitet har ofte karakter af at være irreversibel. Hvis en art udryddes på globalt plan, er det ikke muligt at genskabe den pågældende art. Ud fra en national synsvinkel er tab af nogle typer af biodiversitet dog ikke irreversibel. Selvom en art forsvinder lokalt eller nationalt, vil det i nogle tilfælde være muligt at genindføre arten, hvis arten sikres de rette livsbetingelser. Mange arter vil det dog være svært at reetablere nationalt. Det gælder, hvis klimaændringer eller andre udefra kommende forhold betyder, at de pågældende arters levesteder ikke længere er naturligt forekommende i Danmark.

Substitution mellem biodiversitet og producerede ydelser

Hvis brug af en irreversibel ressource er på et ikke bæredygtigt niveau, eller man kommer tæt på en kritisk undergrænse for ressourcen, så bør den samfundsøkonomiske værdi for godet afspejle dette. Dette betyder, at værdien af et gode vokser, når beholdningen kommer tættere på den kritiske undergrænse. Omkostningerne ved at komme tæt på det bæredygtige niveau for arter eller naturtyper afhænger i sidste ende af, hvor svært eller let det er at erstatte de afledte økosystemydelser fra pågældende arter eller naturtyper med producerede ydelser. Arter eller naturtyper, som i sidste ende har lille betydning for mennesket, eller hvor det er nemt at tilvejebringe de afledte økosystemydelser, skal ikke tillægges særlig høj værdi, selvom man er kommet tæt på en kritisk undergrænse. Hvis der omvendt er tale om arter eller natur, som er svære at substituere med andre goder eller produktionsfaktorer, så er omkostningen ved at komme tæt på en kritisk undergrænse høj. For helt unikke naturgoder, som er vigtige for mennesket og som ikke kan erstattes af andre goder, er omkostningen meget høj. For unikke naturgoder er det derfor relevant at anvende undergrænser, som pågældende type af naturgode ikke må komme under, jf. f.eks. Bateman mfl. (2011c).

Usikkerhed om værdien af biodiversitet

Værdien af nogle økosystemydelser relateret til biodiversitet er svære at opgøre. Det er f.eks. usikkert, hvad ændringer i biodiversiteten konkret betyder for opretholdelsen af økosystemers funktionalitet og stabilitet. Der kan også være usikkerhed om den fremtidige værdi af biodiversiteten, som på sigt påvirkes af f.eks. klimaændringer og teknologisk udvikling. Teknologisk udvikling i form af genteknologi og genbanker kan også påvirke værdien af at have en stor naturligt forekommende videnskapital i form af mangfoldighed af gener i naturen.

Irreversibilitet og usikkerhed argument for forsigtighedsprincip

Der er således usikkerhed om den fremtidige værdi af biodiversiteten. Ligeledes er der usikkerhed om, hvordan ændringer i biodiversiteten påvirker naturens funktionsmåde, f.eks. hvorvidt der er "tipping points", hvor en lille ændring i biodiversiteten vil have stor betydning for et økosystem. Beslutningstagerne står således over for at skulle træffe beslutninger, hvis konsekvenser ikke er kendte med sikkerhed. Da biodiversitet er kendetegnet ved irrever-

sibilitet, kan der argumenteres for at anvende et forsigtighedsprincip, som tilsiger en høj grad af beskyttelse af typer af biodiversitet, som det potentielt vil være forbundet med meget store omkostninger at miste.[13] Forsigtighedsprincippet er således berettiget i forbindelse med beslutninger, hvis konsekvenser er kendetegnet ved, at der både er usikkerhed og irreversibilitet, jf. Arrow og Fisher (1974) samt Dasgupta (1982).

Niveau og prioritering af beskyttelsen af biodiversitet

I det følgende diskuteres, hvordan man kan fastlægge et hensigtsmæssigt niveau for beskyttelse af biodiversitet, og hvordan indsatsen kan prioriteres.

Markedsfejl berettiger regulering

Som beskrevet ovenfor er der en række markedsfejl knyttet til biodiversitet, som medfører, at private økonomiske aktører ikke af sig selv kan forventes at tilvejebringe et tilstrækkeligt niveau af biodiversitet. Dette er illustreret i boks II.4.

Biodiversitet målt som antal arter

Beskrivelsen af værdien af biodiversitet har været relativ generel og har ikke forholdt sig til specifikke former for biodiversitet. Biodiversitet kan bl.a. opgøres som diversitet i naturområder/økosystemer, diversitet i arter og diversitet i gener. I det følgende ses nærmere på hvilke kriterier, der kan lægges til grund for indsatsen, hvis man fokuserer på biodiversitet målt som antallet af arter.

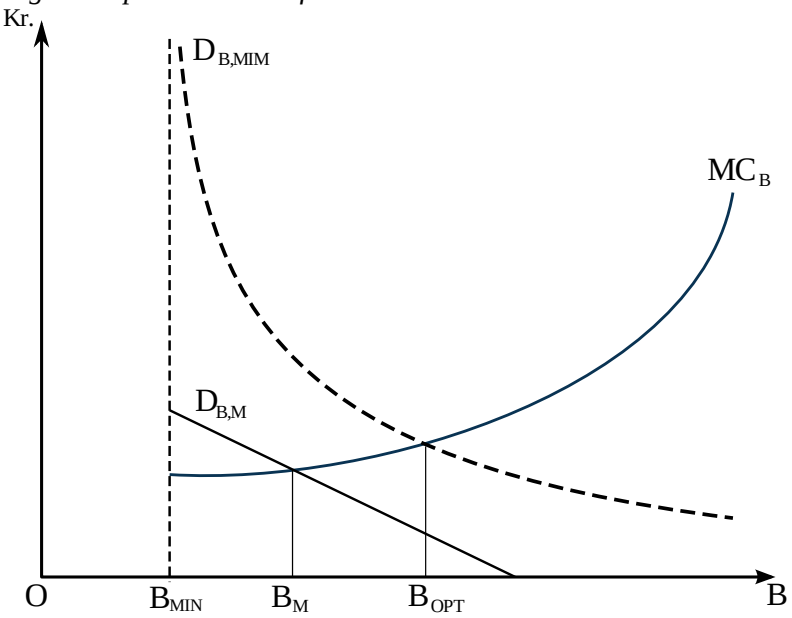
13) Det vil dog ikke være hensigtsmæssigt at anvende forsigtighedsprincippet som argument for, at ingen elementer af biodiversitet må forringes under nogen omstændigheder. I yderste konsekvens indebærer dette, at det kan være nødvendigt at bruge alle tilgængelige ressourcer på at undgå forringelser af biodiversiteten, dvs. at sikring af biodiversiteten helt kan undgå samfundsøkonomisk prioritering. Da det er omkostningsfuldt at udelade områder fra prioritering, er det vigtigt at identificere og afgrænse de typer biodiversitet, som det potentielt er forbundet med meget store omkostninger at miste.

Boks II.4 Optimalt niveau for beskyttelse af biodiversiteten

Boksen giver en grafisk illustration af udbud og efterspørgsel efter de afledte ydelser fra biodiversitet. Således er den vandrette akse i figur A niveauet af biodiversitet, mens den lodrette akse er de samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger. I figuren er den stiplede linje ($D_{B,MIM}$) den samlede efterspørgsel efter biodiversitetsydelser, både markedsomsatte og ikke markedsomsatte. Efterspørgselskurven er udtryk for den marginale betalingsvilje for økosystemydelser. Den tynder optrukne kurve ($D_{B,M}$) er efterspørgselskurven for delmængden af markedsomsatte biodiversitetsydelser. Forskellen mellem $D_{B,MIM}$ og $D_{B,M}$ er udtryk for markedsfejlen relateret til manglen på markeder for nogle af biodiversitetsydelserne.

Grundlæggende ligner efterspørgselskurven efter økosystemydelser andre efterspørgselskurver, men den adskiller sig dog ved, at der antages at være en kritisk undergrænse for niveauet af biodiversitet (B_{MIN}). Under denne grænse kan livet ikke eksistere, som det har gjort før, dvs. naturens generelle tilstand er så dårlig, at den ikke understøtter livet på jorden. Hvis niveauet for biodiversiteten er tæt på den kritiske undergrænse, vil den samfundsmæssige værdi af en stigning i biodiversiteten være meget høj.

Figur A Optimalt niveau for biodiversiteten



Kilde: Gengivet fra Pearce (2007).

fortsættes

Boks II.4 Optimalt niveau for beskyttelse af biodiversiteten, fortsat

Den marginale samfundsøkonomiske omkostning ved øget biodiversitet er givet ved den optrukne MC_B-kurve. Den samfundsøkonomiske omkostning ved øget biodiversitet består af omkostningen ved alternativ anvendelse af arealet (f.eks. til landbrugsproduktion) og af plejeomkostninger. Det optimale niveau for biodiversiteten er givet ved B_{OPT}, som er det niveau af biodiversitet, hvor udbuds- og efterspørgselskurverne skærer hinanden. Uden regulering vil der være et lavere niveau for biodiversitet svarende til B_M, dvs. hvor udbudskurven (MC_B) skærer efterspørgslen efter markedsomsat biodiversitet ($D_{B,M}$). For niveauer af biodiversitet højere end B_{OPT} er værdien af øget biodiversitet mindre end omkostningen ved øget diversitet. Ved et niveau af biodiversitet under B_{OPT} er gevinsten ved øget biodiversitet højere end omkostningen ved øget biodiversitet.[a]

Den samlede værdi af hele biodiversiteten er enten udefineret eller uendelig afhængig af, hvilken fortolkning man laver for nytten af biodiversitet under den kritiske grænse B_{MIN}. Pearce (2007) argumenterer dog for, at det ikke giver mening af lægge en nyttemæssig betragtning for niveauer af biodiversitet under B_{MIN}, da der under dette niveau for biodiversiteten ikke er nogen tilbage til at efterspørge godet. Det samme gælder naturligvis ikke i forhold til små ændringer i biodiversiteten, så længe man ikke kommer under B_{MIN}.

a) Da tab af biodiversitet ofte er irreversibel, skal beskrivelsen af omkostningskurven tolkes forsigtigt. MC-kurven skal tolkes, som omkostningen ved alternative niveauer af biodiversitet – ikke en kurve man kan bevæge sig op og ned af fra periode til periode.

Hvilke arter skal Noah tage med på arken?

I en klassisk artikel om Noahs ark søger Weitzman at besvare spørgsmålet om, hvilke arter der bør prioriteres højest. Udgangspunktet for modellen er, at man for en given budgetbegrænsning skal udvælge de arter, som det er mest fornuftigt at beskytte. I modellen symboliserer arken budgetbegrænsningen – arken blev bygget for lille, og der er derfor ikke plads til alle arter. Noah er den samfundsøkonomiske planlægger, der skal vælge, hvilke arter der får lov at gå ombord på arken, jf. Weitzman (1998).

Nytten af de forskellige arter

I Noahs ark-modellen er nytten af hver art beskrevet ved to bidrag. Det første bidrag er den direkte nytte, arter har for mennesket. Det andet bidrag er, hvor forskellig eller unik en given arts gener er i forhold til andre arter. Intuitionen i forhold til det sidste er, at man får diversitet (i generne),

hvis man vælger to arter, som genetisk er meget langt fra hinanden.

Indsatsen skal koncentreres om nyttige arter, hvor indsatsen har effekt

Hvorvidt der skal gøres en indsats for en given art, afhænger ikke kun af nytten af arten. Det er også afgørende, hvor meget en given beskyttelsesindsats mindsker risikoen for, at arten uddør. Det betyder ikke meget for den fremtidige biologiske mangfoldighed, hvis man gør en indsats for at beskytte arter, som med stor sandsynlighed alligevel uddør. Med en given budgetbegrænsning bør beskyttelsesindsatsen derfor være for arter, hvor omkostningen ved at forøge overlevelsessandsynligheden er lille i forhold til den forventede værdi af arterne.

Ikke nødvendigvis fornuftigt at fokusere på de truede arter

En målsætning om at bremse tilbagegangen i biodiversitet udmøntes ofte ved at gøre en særlig indsats for de mest truede arter. Noahs ark-modellen støtter ikke ubetinget, at de mest truede arter skal prioriteres højt fremfor mindre truede arter. Modellen tilsiger, at det kun er fornuftigt at prioritere de mest truede arter, hvis de har en høj værdi for mennesket, og hvis det er relativt billigt at øge overlevelsessandsynligheden for de mest truede arter sammenlignet med mindre truede arter. Dette er næppe tilfældet, da der formentlig skal laves en større indsats for at give en effektiv beskyttelse for truede arter sammenlignet med ikke-truede arter.

Usikkerhed om langsigtet effekt

En prioritering af indsatsen i forhold til forskellige arter bør ideelt set basere sig på viden om, hvordan forskellige indsatser konkret forbedrer sandsynligheden for, at de forskellige arter overlever. Ofte mangler dog præcis viden om dette, jf. Lund og Rahbek (2000). Det gør det svært præcist at beregne rangordningen af arter ud fra Noahs ark-modellen.

Klimaforandringer dårlig for nogle arter, men godt for andre

Sandsynligheden for, at en art overlever, eller at en given indsats har en effekt for en bestemt art, kan ændre sig over tid på grund af forhold, som er uden for dansk kontrol. For eksempel vil temperaturstigninger medføre, at levevilkårene for nogle arter forværres, mens de forbedres for andre arter. Løbende kommer der derfor nye arter, som ikke tidligere har kunnet trives i Danmark, mens andre arter fortrækker til egne uden for Danmark.

Fokus på eksisterende eller nye arter

Grundlæggende rejser dette spørgsmålet om, hvorvidt indsatsen skal fokusere på at beskytte de truede arter, eller på at skabe gode forudsætninger for at nye arter kan trives. En naturbeskyttelsesindsats med en given budgetbegrænsning vil kunne lede til en højere diversitet målt som antallet af arter, hvis indsatsen retter sig mod både indenlandske arter og potentielt nye arter, sammenlignet med en indsats som kun retter sig mod nuværende indenlandske arter, jf. Strange mfl. (2011).

Indenlandske arter tillægges højere værdi end mulige indvandrende arter

Der kan dog argumenteres for, at befolkningen vægter beskyttelse af kendte nationale arter højere end beskyttelse af indvandrende arter. I så fald kan det være hensigtsmæssigt at fokusere indsatsen på de nationale arter, selvom det ikke sikrer et lige så stort antal arter, som hvis indsatsen også havde inddraget hensyn til potentielt indvandrende arter. En enkelt empirisk undersøgelse peger i retning af, at den danske befolkning har en højere betalingsvillighed for at beskytte indenlandske arter sammenlignet med potentielt indvandrende arter, jf. Lundhede mfl. (2011).

Internationale aftaler kan mindske freeriding

Der er truffet internationale aftaler om beskyttelse af biodiversiteten. Det er derfor naturlig at overveje, på hvilket geografisk niveau beslutningen om indsatsen skal foregå. Som udgangspunkt er det hensigtsmæssigt, at et enkelt land selv træffer bestemmelse om sin indsats, hvis de afledte gevinster ved biodiversitet er nationalt afgrænsede. For økosystemydelser, hvor gevinsterne er grænseoverskridende, er det hensigtsmæssigt med internationale aftaler for at undgå freeriding, dvs. at nogle nationer kan nyde godt af andres indsats for biodiversitet uden selv at bidrage. Som beskrevet tidligere består de ikke-markedsomsatte økosystemydelser ved biodiversitet af en blanding af grænseoverskridende og lokale ydelser. I forhold til eksistensværdier er der nogle arter, hvor der er udpræget nationale følelser involveret. Det gælder f.eks. storken, som er truet i Danmark, men som er almindelig i andre europæiske lande. Dette tilsiger, at det kan være hensigtsmæssigt at prioritere en national indsats for udvalgte arter, selvom det måske er billigere at sikre bestandene i andre lande.

Virkemidler

Fordele og ulemper ved forskellige virkemidler

Der anvendes verden over en række forskellige virkemidler til at beskytte biodiversiteten i form af f.eks. arealbeskyttelse og tilskud til naturpleje, jf. afsnit II.4. I udlandet bruges i stigende grad auktioner i forbindelse med udbetaling af subsidier til naturbeskyttelse, men auktioner anvendes ikke herhjemme. I det følgende beskrives fordele og ulemper ved forskellige virkemidler.

Tre hovedtyper af virkemidler

Overordnet kan der skelnes mellem tre grupper af virkemidler til beskyttelse og fremme af biodiversitet. Det er direkte regulering, økonomiske virkemidler og tilvejebringelse af information mv., jf. tabel II.5.

Direkte regulering og økonomiske instrumenter

Direkte regulering består bl.a. af forbud mod jagt på bestemte arter samt beskyttelse af levesteder og særlige økosystemer, f.eks. ved fredning. Det kan også være krav om benyttelse af bestemte teknologier eller kvoter for jagt og fiskeri. Økonomiske instrumenter består bl.a. af afgifter på brugen af stoffer, som belaster biodiversiteten, og subsidier til aktiviteter, som tilgodeser biodiversiteten.

Information

Information virker ved at gøre det nemmere for miljøbevidste producenter og forbrugere at træffe de "rigtige" valg. Det kan være information til producenter om mere miljøvenlige teknologier eller mærkning af miljøvenlige produkter. Der bruges forskellige miljørelaterede mærker i Danmark, som f.eks. det nordiske Svane-mærke, EU-blomstermærket og FSC-mærket for bæredygtig skovdrift, som også omfatter hensyn til dyre- og planteliv.

Tabel II.5 Oversigt over virkemidler til at beskytte biodiversitet

Direkte regulering	Økonomiske Instrumenter	Information
Forbud mod/restriktioner på brug af bestemte områder (fredning og anden beskyttelse)	Afgifter/subsidier	Mærkningsordninger
	Betaling for økosystemydelser	Information om miljøvenlig teknologi
Fredning af dyr og forbud mod handel	Skabe markeder og ejendomsrettigheder	
Standarder, f.eks. brug af bestemte teknologier	Fjerne forvridende subsidier	

Kilde: Gengivet fra OECD (2010).

Generelle fordele ved økonomiske instrumenter

Der er generelt en række fordele ved økonomiske instrumenter sammenlignet med direkte regulering. Økonomisk regulering, f.eks. i form af miljøafgifter på udledninger som skader biodiversiteten, vil i nogle tilfælde være mere omkostningseffektiv end direkte regulering. Fordelen ved økonomiske virkemidler er, at de både på kort sigt og på lang sigt giver et incitament til at mindske den negative påvirkning, så reduktionen foretages af de producenter eller forbrugere, der har de laveste reduktionsomkostninger. Derfor betegnes økonomiske virkemidler ofte som mere fleksible instrumenter end påbud og kvantitativ regulering.

Især når mange aktører kan levere en miljøforbedring

Fordelen ved de fleksible markedsbaserede instrumenter er imidlertid betinget af, at der er flere aktører, der kan levere et givent miljøgode. Et skoleeksempel på en velfungerende markedsmekanisme inden for miljøregulering er handelen med CO_2-kvoter i EU. Der er mange udledere, der kan foretage CO_2-reduktioner. Disse reduktioner er perfekte substitutter, da det er lige meget, hvor reduktionen foregår. Markedsbaserede instrumenter fungerer således bedst, hvis der er flere "udbydere" af handlinger, der fremmer en given miljømålsætning. I forhold til at opnå en målsætning for naturbeskyttelse vil økonomiske instrumenter være mest velegnede, når der er mange lodsejere, som kan levere den ydelse, som sikrer naturbeskyttelsen. Der skal således være fleksibilitet mellem forskelle lodsejere – dvs. de konkrete naturområder – som kan udvælges for at realisere den givne

målsætning. I nogle tilfælde vil der imidlertid være meget lille eller ingen fleksibilitet mellem områder til naturbeskyttelse. Hvis der f.eks. kun findes et unikt (privat ejet) naturområde, som har en meget høj værdi, er det vanskeligt at anvende fleksible økonomiske virkemidler.[14] Her vil forhandling mellem lodsejer og offentlig myndighed eller direkte regulering være mere effektivt. En udvidet diskussion af fordele og begrænsninger ved økonomiske virkemidler kan f.eks. findes i kapitlet om grønne afgifter i De Økonomiske Råd (2009).

Betaling for økosystemydelser

Definition af betaling for økosystemydelser

I løbet af det sidste årti har begrebet betaling-for-økosystemydelser (Payment for Ecosystem Services) vundet indpas. Betaling-for-økosystemydelser (BØY) betegnes ofte som et nyt virkemiddel inden for naturbeskyttelse. Selvom betegnelsen er relativt ny, så anvendes forskellige varianter af BØY i praksis i mange lande, jf. OECD (2010). BØY defineres som en frivillig aftale mellem en sælger og en køber over en veldefineret miljøydelse, hvor betalingen er betinget af levering af ydelsen. Ofte er køberen af miljøydelsen den offentlige sektor. I så fald svarer BØY grundlæggende til et subsidie, jf. Engel mfl. (2008). Hensigten med subsidiet er at få lodsejere til at producere et offentlige gode, f.eks. beskyttelse af en sjælden art, som de ellers ikke ville have noget incitament til at producere.[15]

Ydelsen kan måles ved indsats eller effekt

Ydelsen i BØY kan enten være defineret som den endelige økosystemydelse (f.eks. beskyttelse/overlevelse af en art) eller som den indsats, som lodsejeren skal foretage for at tilvejebringe ydelsen (f.eks. en given form for miljøvenlig drift). Der er fordele og ulemper ved begge måder at definere ydelsen på.

14) Eksempler på unikke naturområder er Dyrehaven og Råbjerg Mile, som dog begge er offentligt ejet.

15) Der findes dog også brugerbetalte BØY, som ikke direkte har karakter af subsidie, jf. Engel mfl. (2008) og OECD (2010). I relation til biodiversitet er det dog især offentligt finansieret BØY, som er relevante.

Ulemper ved at opgøre ydelsen ved indsats

Hvis ydelsen er defineret ved lodsejerens indsats, har lodsejeren ikke noget incitament til at optimere eller produktudvikle sin indsats med henblik på at øge den endelige mængde af økosystemydelsen. Der er således en risiko for, at lodsejeren kun gør det nødvendige for at leve op til aftalens bogstav, men ikke det bedste for at leve op til aftalens ånd.

Ulemper ved at opgøre ydelsen ved effekt på økosystemydelse

Ydelsen kan i stedet defineres som levering af den endelige økosystemydelse. Levering af en økosystemydelse afhænger imidlertid ofte af forhold, som den enkelte lodsejer ikke har kontrol over, f.eks. sygdomme, ekstreme vejrforhold eller invasive arter. Dette vil påføre lodsejeren en risiko. I kombination med lodsejernes risikoaversion vil dette betyde, at lodsejeren kun vil påtage sig opgaven mod et forholdsvis højt subsidie. Det kan gøre den samlede udgift ved beskyttelsen uforholdsmæssig dyr.

Mulighed for at overvåge indsats eller effekt

Muligheden for at overvåge lodsejernes indsats eller levering af økosystemydelsen vil også have indflydelse på, hvorvidt ydelsen bør defineres ud fra indsats eller levering af en økosystemydelse. Kan levering af økosystemydelsen ikke kontrolleres, må aftalen nødvendigvis baseres på lodsejernes indsats. Generelt anbefaler OECD, at ydelsen så vidt muligt defineres som en endelig økosystemydelse, jf. OECD (2010). Mange tidligere aftaler om BØY synes dog at være baseret på levering af en bestemt indsats, jf. Latacz-Lohmann og Schilizzi (2005).

Subsidier og auktioner

Forvridende effekter ved subsidier

Der kan være nogle uhensigtsmæssige effekter ved subsidier sammenlignet med afgifter. Således øger et subsidie til f.eks. miljøvenlig landbrugsdrift isoleret set afkastet ved at drive landbrug sammenlignet med afkastet i andre sektorer. Et subsidie kan således lede til, at et miljøbelastende erhverv bliver for stort sammenlignet med en situation, hvor reguleringen foregår via afgifter, jf. Baumol og Oates (1988).

Subsidier med asymmetrisk information

Ved fastlæggelse af størrelsen af et subsidie er det et grundlæggende problem, at den offentlige myndighed ikke har fuld information om lodsejerens omkostning ved at udføre

en bestemt indsats, der gavner biodiversiteten. Dermed er der en risiko for, at der gives et højere subsidie end nødvendigt for at få lodsejerne til at udføre indsatsen. En hensigtsmæssig udforming af BØY skal tage højde for problemet med asymmetrisk information, dvs. at lodsejeren har bedre information om den samlede omkostning ved tiltag end den offentlige myndighed. Udbetaling af subsidier er ikke ensbetydende med en samfundsøkonomisk omkostning, da subsidier har karakter af omfordeling. For en miljømyndighed med en given budgetbegrænsning er det dog vigtigt at overveje, hvordan den størst mulige miljøgevinst kan opnås inden for det givne budget.

Offentlig myndighed kan ikke observere reservationspriser

Der kan anvendes forskellige tilgange til at afhjælpe problemet med asymmetrisk information. Der vil ofte være geografiske forskelle i omkostningen relateret til jordbundsforhold mv. Derudover kan det være, at den enkelte lodsejer foretrækker bestemte afgrøder eller produktionsformer. Nogle lodsejere har f.eks. selv en tilfredsstillelse ved miljøvenlig drift. Disse forhold kan øge eller mindske lodsejerens samlede omkostning i forhold til rene driftsøkonomiske beregninger ved at sælge økosystemydelser. Dette bidrager også til at give forskelle i den mindste pris, som lodsejeren er villig til at acceptere for at levere en given økosystemydelse (reservationsprisen).

Beregnede omkostninger ved tiltag kun indikator

En mulighed er, at den offentlige myndighed lader det tilbudte subsidie afhænge af jordbundsforhold og andre observerede forskelle, som påvirker omkostningen for lodsejerne. Dette vil dog kun kunne tage højde for de faktiske produktionstab og andre omkostninger, men ikke for at lodsejerne har forskellige præferencer for bestemte afgrøder eller driftsformer.

Auktioner kan afsløre lodsejernes reservationspriser

En anden tilgang er såkaldte omvendte auktioner (inverse auctions), hvor potentielle udbydere af en given økosystemydelse kan byde ind med den mindste betaling, de hver især

er villige til at acceptere for at levere ydelsen.[16] Hensigten med en sådan auktion er at få afsløret de enkelte lodsejeres reservationspris, således at den offentlige myndighed kan minimere de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Boks II.5 giver eksempler på brugen af auktioner fra forskellige dele af verden i forbindelse med naturbeskyttelse eller fremme af biodiversitet.

Auktioner kan mindske omkostninger

Brugen af auktioner inden for naturbeskyttelse begyndte at vinde indpas i praktisk naturforvaltning allerede i 1990'erne, jf. f.eks. Latacz-Lohmann og Hamsvoort (1997). Siden har auktioner for naturbeskyttelse og økosystemydelser været anvendt i en række lande, og der er eksempler på, at auktioner har mindsket omkostningerne ved naturbeskyttelse ganske betragteligt, jf. OECD (2010) og Latacz-Lohmann og Schilizzi (2005). OECD anbefaler på den baggrund at øge brugen af auktioner i naturbeskyttelsen.

Mål for effekt på biodiversitet og miljø

Auktioner kan foretages i forbindelse med naturbeskyttelse mv., hvor der er samme gevinst, men varierende omkostninger ved at beskytte forskellige områder. Når der er forskelle i gevinsten ved tiltaget, er det hensigtsmæssigt at opstillet en form for "gevinstindeks", der kan sammenligne gevinsten ved at lave en indsats i forskellige områder. Dette indeks kan fokusere på mål for biodiversiteten alene, men kan også medtage andre økosystemydelser, som forventes at blive påvirkede. Ideelt set skal vægtningen af de forskellige økosystemydelser svare til den samfundsøkonomiske gevinst ved de forskellige ydelser, således at indekset svarer til et mål for den samfundsøkonomiske værdi.[17] Da den samfundsøkonomiske værdi ved nogle økosystemydelser i praksis er svær at måle, anvendes ofte simplere indeks delvist baseret på ekspertvurderinger af vigtigheden af forskellige ydelser.

16) I Danmark bruges sådanne auktioner f.eks. i forbindelse med havvindmølleparker, hvor udbydere kommer med bud på den pris på vindkraft, de skal garanteres for at investere og drive en havvindmølle på en given lokalitet.

17) Indekset behøver ikke at være i monetære enheder, men skal afspejle den/de miljømæssige gevinster relateret til den miljømålsætning, der ønskes realiseret gennem auktionen.

Boks II.5 Eksempler på auktioner inden for naturbeskyttelse

Conservation Reserve Program i USA er formentlig det længst varende og også det mest omfattende naturbeskyttelsesprogram, som gør brug af auktioner. Formålet med programmet er at beskytte miljømæssigt følsomme områder gennem braklægningsordninger. Programmet startede tilbage i 1985. I 2010 var knap 10 pct. af hele USA's landbrugsareal braklagt via programmet, heraf er over 80 pct. af arealet udvalgt på baggrund af auktioner. Udgifterne til programmet var i 2010 på ca. 10 mia. kr. Udvælgelsen af områder er baseret på et indeks for gevinster, som er beregnet ud fra en sammenvejning af fem hovedkategorier af miljøgevinster: Dyre-og planteliv (biodiversitet), vandkvalitet, erosion, ekstra langsigtede miljøgevinster og luftforurening.

Det australske program, *Victorian BushTender* har til hensigt at øge biodiversiteten og især den naturlige australske "bush" vegetation. Der blev gennemført auktionsrunder i 2001 og 2002-03 med et samlet budget på ca. 6 mio. kr. Udvælgelsen af bud blev baseret på en beregning af gevinster (ud fra et gevinstindeks) delt med budstørrelse. I alt deltog 149 lodsejere i auktionen. Af disse blev 106 tilbudt en kontrakt, hvoraf de fleste indgik en aftale (97 pct.). Medio 2005 var omkring 95 pct. af aftalerne overholdt. Beregninger viser, at man med et fast subsidie for den samme udgift ville have opnået en 25-30 pct. lavere gevinst.

Woodland Grant Scheme i Skotland gennemførte i 2002 en auktion for skovrejsningsprojekter i to forskelle egne i landet. Gevinstindeks for de indbudte skovrejsningsprojekter blev bl.a. baseret på mulighed for dyreliv og habitatkvalitet, rekreation, træproduktion mv. I alt blev indgivet 377 ansøgninger, hvoraf godt halvdelen blev udvalgt. Den samlede udgift til programmet var ca. 160 mio. kr. for skovrejsning på over 5.000 ha. En evaluering af programmet fandt, at udgifterne til skovrejsningen ville have været 33-36 pct. højere, hvis skovrejsningen skulle være opnået ved hjælp af et fast subsidie pr. ha.

En nærmere beskrivelse af disse og andre auktioner i forbindelse med naturbeskyttelse kan findes i OECD (2010), Groth (2009) og Latacz-Lohmann og Schilizzi (2005). Ofte beregnes det, hvor meget den samlede udbetaling skulle stige, hvis samme miljøgevinst skulle nås med et fast subsidie i stedet for de indgivne bud. Der er et stort spænd i merudgiften, som går fra ca. 20 pct. til flere hundrede pct. Dette peger i retning af, at der er en rimelig stor gevinst ved at bruge auktioner sammenlignet med et ensartet subsidie.

Kun fast subsidie når reservations-priser er ens

I praksis anvendes ofte et subsidie af en fast størrelse pr. ha til forskellige naturbeskyttelsesindsatser i stedet for en auktion. Et fast subsidie er et godt virkemiddel, når der ikke er variation i lodsejernes reservationspriser, jf. tabel II.6. Når der er variation i reservationspriserne ved indsatserne, vil en auktion, der afdækker forskellen i reservationspriserne, være et mere omkostningseffektivt virkemiddel. Hvis der er variation i miljøgevinsterne, kan udvælgelsen af lodsejere ske på baggrund af indekset for gevinsterne, dvs. til at udpege de områder, hvor der kan opnås de højeste gevinster i forhold til lodsejernes bud. I praksis vil der normalt være variationer både i de forskellige lodsejeres reservationspriser og i gevinsterne ved at lave tiltag i forskellige områder. Derfor vil et fast subsidie pr. ha typisk ikke være et hensigtsmæssigt instrument.

Problem ved et fast subsidie

Problemet med et fast subsidie er, at det kan give et for højt subsidie til nogle lodsejere, samtidig med at subsidiet kan være for lille til at få andre lodsejere til at deltage, selvom gevinsten ved at medtage disse lodsejere er stor.

Tabel II.6 Instrumentvalg givet variation i miljøgevinst og reservationspris

	Ens gevinst ved miljø og biodiversitet	**Varierende gevinst ved miljø og biodiversitet**
Ens reservationspris	Fast, ensartet subsidie	Fast, ensartet subsidie
	Ikke nødvendigt at prioritere områder	Prioritere områder med højeste gevinster pr. ha.
Varierende reservationspris	Auktion for at afdække reservationspriser	Auktion for at afdække reservationspriser
	Prioritere områder med laveste budpriser pr. ha	Prioritere områder med højeste gevinst pr. budpris

Kilde: Reesen mfl. (2011).

Unikke naturgoder ikke velegnede til auktioner

En auktion kan kun afsløre lodsejernes reservationspriser, hvis der er mange deltagere i auktionen. Derfor vil en auktion ikke være et godt virkemiddel til at beskytte helt unikke naturgoder, som der kun er få eller måske blot en enkelt udbyder af. Auktioner for naturbeskyttelse forudsætter, at der er substitution mellem de forskellige områder, så et relativt billigt område (i forhold til gevinsten i biodiversitet) kan vælges frem for et relativt dyrt område.

Ikke-frivillige virkemidler

Direkte regulering

Betaling for økosystemydelser i form af subsidier (faste eller differentierede) har karakter af at være et frivilligt hjælpemiddel, som den enkelte lodsejer kan vælge at deltage i eller lade være med at tage imod. I modsætning til dette er direkte regulering, som f.eks. fredning, en ikke-frivillig ordning. Fredninger gives med kompensation, men for nogle arealbegrænsninger, f.eks. §3-områderne, gives ikke kompensation. Fredning med kompensation minder om et fast subsidie, dog med den afgørende forskel, at lodsejeren ikke kan undlade at indgå en aftale, hvis kompensationen er mindre end reservationsprisen. I nogle tilfælde kan en fredning således lede til overkompensation, mens det i andre tilfælde vil påføre lodsejeren et tab. En fredning uden kompensation vil altid stille lodsejeren dårligere.

Uheldige dynamiske effekter ved ikke-frivillige virkemidler

Kompensation (og brugen af subsidie frem for fredning uden kompensation) er på kort sigt bestemt af hensyn til rimelighed og fordelingsmæssige hensyn. Der kan dog på længere sigt være egentlige velfærdstab ved brug af sådanne instrumenter. Fratagelse af ejendomsretten (helt eller delvist) kan, hvis det bruges i stor udstrækning, gøre andre lodsejere usikre på deres fremtidige ejendomsret. Denne usikkerhed kan have nogle uhensigtsmæssige langsigtede effekter i forhold til at mindske incitamentet til at investere i jorden og udføre tiltag, der øger jordens værdi.

Sammenfatning

Markedsfejl og biodiversitet

Biodiversitet giver anledning til en række værdier for mennesker. Der er imidlertid en række markedsfejl knyttet til biodiversitet, som medfører, at private aktører ikke af sig selv vil sikre en tilstrækkelig beskyttelse af biodiversiteten.

Forsigtighedsprincip med omtanke

Der er usikkerhed om den fremtidige værdi af biodiversitet, ligesom tab af biodiversitet på globalt plan har karakter af at være irreversibel. Dette tilsiger brug af et forsigtighedsprincip, dvs. en relativ høj beskyttelse af biodiversitet. Brug af forsigtighedsprincippet er imidlertid ikke ensbetydende med, at ingen dele af biodiversiteten må forringes under nogen omstændigheder. Fordele ved at beskytte biodiversitet bør afvejes med omkostningen.

Ikke oplagt at indsatsen skal rettes mod truede arter

Hvis indsatsen for beskyttelse af arter skal prioriteres, bør indsatsen rettes mod beskyttelse af arter, hvor indsatsen har en stor effekt på sandsynligheden for, at arterne bevares på langt sigt under hensyntagen til f.eks. klimaforandringer og andre langsigtede ændringer i levevilkårene. Prioritering af indsatsen bør også afspejle den brugs- og ikke-brugsværdi, som forskellige arter har for mennesket. Givet der skal foretages en prioritering, er det næppe hensigtsmæssigt at fokusere indsatsen mod de truede arter, hvor en stor indsats måske kun har relativ lille effekt på sandsynligheden for, at arterne overlever på længere sigt.

Fast subsidie næppe hensigtsmæssigt

Et hyppigt anvendt virkemiddel til at fremme biodiversiteten er subsidier til forskellige former for miljøvenlig drift, ofte udformet som et fast tilskud pr. ha for en given indsats. Forskelle i lodsejernes reservationspriser betyder imidlertid, at et fast subsidie ikke er et særlig omkostningseffektivt virkemiddel. I det omfang der er variation i biodiversitetseffekten ved at beskyttelse af forskellige områder, kan indeks bruges til at sammenligne gevinsten ved beskyttelse af forskellige områder, således at tilskud kan målrettes de områder, hvor den positive effekt er størst.

Auktioner er velegnede, når mange kan levere naturforbedring

Auktioner er i princippet et velegnet instrument til at minimere de samfundsøkonomiske omkostninger ved naturbeskyttelse. Auktioner i forbindelse med naturbeskyttelse er anvendt i en række lande, og generelt er der gode erfaringer med auktioner. Auktioner kan dog primært anvendes, når der er mange lodsejere, der kan levere den ønskede form for naturbeskyttelse. For helt unikke naturområder, som har en så høj værdi, at beskyttelse er absolut nødvendig, er en auktion eller andre fleksible økonomiske instrumenter næppe hensigtsmæssige. Når det ikke er fleksibelt, hvor eller hvem der kan levere naturbeskyttelsen, kan det være nødvendigt at bruge direkte regulering.

II.6 Opgørelser af værdien af biodiversitet

Flere undersøgelser belyser værdien af biodiversitet

Der er i de seneste årtier gennemført et stort antal undersøgelser, som belyser værdien af forskellige aspekter af biodiversitet, og der er for nyligt afsluttet to større internationale sammenfattende analyser af værdien af biodiversitet og natur. Det første studie er det såkaldte TEEB-studie (The Economics of Ecosystem and Biodiversity) gennemført i FN regi, jf. TEEB (2010). Det andet studie har et snævrere sigte, da det fokuserer på værdien af biodiversitet og natur i Storbritannien, jf. UK National Ecosystem Assessment (2011). Set med danske øjne er sidstnævnte interessant, fordi det belyser værdier af biodiversitet i et nordeuropæisk land, om end der er naturmæssige og socioøkonomiske forskelle mellem Danmark og Storbritannien. Derudover har det især i den britiske undersøgelse været ambitionen mere præcist at fastlægge værdien af forskellige økosystemydelser, i det omfang dette har været muligt.

Indhold i afsnit

I dette afsnit beskrives resultater fra analyser, der har søgt at opgøre værdien af forskellige aspekter af biodiversitet. Indledningsvis beskrives metodemæssige problemstillinger i forhold til at opgøre værdien af biodiversitet og natur i monetære enheder. Dernæst følger et overblik over centrale resultater fra udenlandske studier, især baseret på det nævnte britiske studie. Til sidst beskrives undersøgelser, der belyser værdien af at beskytte truede arter.

Værdisætning af økosystemydelser

Der er en række forskellige værdier for mennesket ved biodiversitet, jf. afsnit II.5. En væsentlig del af økosystemydelserne er ikke-markedsomsatte, og deres værdi kan derfor ikke observeres direkte gennem prisen på et marked. Økonomer har udviklet en række metoder til at opgøre værdien af ikke-markedsomsatte goder, jf. boks II.6.

Hypotetiske værdisætnings-metoder

De såkaldte hypotetiske værdisætningsmetoder er blevet anvendt til at værdisætte en lang række forskellige økosystemydelser. En af fordelene ved hypotetiske værdisætningsmetoder er, at de kan medtage eksistensværdier og andre ikke-brugsværdier. Det er imidlertid en ulempe ved den hypotetiske værdisætningsmetode, at der kan være hypotetisk betinget bias. Dette betyder, at de adspurgte ikke i virkeligheden er parate til at betale et så højt beløb for en miljøforbedring, som de giver udtryk for.

Eksistensværdi medtages ikke i metoder baseret på observeret adfærd

Metoder baseret på observeret adfærd er først og fremmest anvendt til at opgøre værdien af rekreative områder, som typisk beregnes ud fra sammenhængen mellem rejseomkostning, besøgshyppighed og/eller valg mellem forskellige rekreative områder. Der er dog mange tilfælde, hvor man ikke kan anvende metoder baseret på observeret adfærd. Det kan være på grund af manglende eller utilstrækkelige antal observationer, som sammenkæder en miljøtilstand med faktisk adfærd. Endelig kan metoder baseret på observeret adfærd ikke anvendes til at opgøre eksistensværdier.

Boks II.6 Metoder til værdisætning af ikke-markedsomsatte goder

Der skelnes ofte mellem følgende to typer værdier:

- Brugsværdier: Den værdi, der direkte kan tillægges brug af en økosystemydelse
- Ikke-brugsværdier: Omfatter bl.a. eksistensværdier knyttet til bevidstheden om, at arter eller et naturområde findes, selvom en person ikke direkte oplever de pågældende arter eller områder

I relation til økosystemydelser er de væsentligste anvendte metoder til værdisætning nedenstående tre hovedkategorier. De første to kategorier kan udelukkende måle brugsværdier, mens den tredje kategori også kan medtage eksistensværdier:

Direkte metoder:

- *Produktionsfunktionsmetoden*: Bruges til at estimere, hvordan en given økosystemydelse indgår i produktionen af en ydelse. Et eksempel er bestøvningens betydning som input i landbrugsproduktionen
- *Afværgeudgifter* (avoided cost method): Baserer sig på de udgifter befolkningen afholder for at kompensere for en ændring i økosystemydelsen
- *Erstatningsomkostning* (replacement cost method): Baseres på omkostningen ved at erstatte en økosystemydelse med en anden ydelse. Dette kan eksempelvis være omkostningen ved at rense drikkevand

Metoder baseret på observeret adfærd (revealed preference methods):

Her er værdisætningen baseret på faktisk observeret adfærd på markeder relateret til miljøgodet og omfatter følgende:

- *Hedoniske metoder:* Baserer sig typisk på sammenhæng mellem huspriser og et miljøgode, f.eks. nærhed til rekreative områder, luftforurening og støj
- *Rejseomkostningsmetoder:* Baserer sig på sammenhængen mellem rejseomkostningen og besøgshyppighed til f.eks. rekreative områder (eller valg mellem alternative områder) til at beregne brugsværdien af områder

Hypotetiske værdisætningsmetoder (stated preference methods):
Metoden bygger på at spørge et repræsentativt udsnit af befolkningen, hvor meget de (hypotetisk) vil betale for en velspecificeret ændring i et miljøgode. Der er forskellige varianter af den hypotetiske værdisætningsmetode, hvor de vigtigste er følgende:

fortsættes

Boks II.6 Metoder til værdisætning af ikke-markedsomsatte goder, fortsat

- *Betinget værdisætning* (contingent valuation): Her spørges respondenten direkte om, hvor meget han/hun er villig til at betale for en given forbedring af et miljøgode
- *Valgeksperimentmetoden* (choice experiments): Her bliver respondenterne bedt om at vælge mellem forskellige kombinationer af omkostninger og karakteristika ved et miljøgode. Ud fra de foretagne valg kan der efterfølgende beregnes, hvilken vægt (i monetære enheder) respondenterne tillægger de forskellige karakteristika ved miljøgodet. Eksempler på karakteristika ved et naturområde kan f.eks. være, hvorvidt gode adgangsforhold (parkeringspladser, stier mv.) og varieret dyre- og planteliv påvirker værdien. Metoden adskiller sig fra betinget værdisætning, som i højere grad ser på værdien af en samlet "pakke" af et miljøgode

Der er forskellige fordele og ulemper ved de forskellige metoder. En fordel ved hypotetiske værdisætningsmetoder er, at de også kan medtage eksistensværdien. Det er til gengæld en ulempe ved disse metoder, at de er hypotetiske, og at den adspurgte derfor ikke skal betale det angivne beløb. Der er derved risiko for, at respondenten ikke i virkeligheden vil betale det angivne beløb (hypotetisk betinget bias). Studier som sammenligner faktisk og hypotetisk betalingsvillighed peger i retning af, at den hypotetiske betalingsvillighed i gennemsnit er ca. tre gange større end den faktiske betalingsvillighed, jf. f.eks. Loomis (2011), Murphy mfl. (2005) samt List og Gallet (2001). Der er dog betydelig forskel på størrelsen af den hypotetisk betingede bias fra forskellige studier, som bl.a. kan afhænge af, hvilke goder studierne omfatter, og hvordan studiet er udført. Det kan gøre det problematisk at anvende en enkel tommelfingerregel om forholdet mellem den hypotetiske betalingsvillighed og den faktiske betalingsvillighed.

Metoder baseret på observeret adfærd og direkte metoder har ikke ulempen ved hypotetisk betinget bias, men det kan til gengæld være vanskeligt at få de nødvendige data, der belyser adfærd for relevante ændringer i miljøtilstanden. Tilgængeligheden af data vil således ofte lægge en begrænsning på, hvad der kan værdisættes ud fra disse metoder. Metoder baseret på erstatningsomkostninger og afværgeomkostninger er problematiske at anvende, fordi de afspejler omkostningen i højere grad end betalingsvilligheden for en ændret tilstand i et miljøgode. For eksempel vil en given omkostning for at udbedre en dårlig miljøkvalitet ikke afspejle betalingsvilligheden, hvis befolkningen ikke er villig til at afholde den pågældende omkostning. Grundlæggende måler disse metoder omkostningen ved reduktion af en miljøpåvirkning, og ikke den gevinst, der opnås. Uddybende beskrivelser af metoder til værdisætning af ikke-markedsomsatte goder kan findes i f.eks. Habb og McConnell (2002) eller Bateman mfl. (2011b).

Udfordringer ved at opgøre værdien af biodiversitet

Kun små ændringer i biodiversiteten kan værdisættes

Ud fra en velfærdsøkonomisk betragtning giver det ofte kun mening at opgøre de velfærdsøkonomiske gevinster eller omkostninger ved *små* ændringer i biodiversiteten. Der findes dog studier, f.eks. Costanza mfl. (1997), som har forsøgt at opgøre den samlede værdi af hele biodiversiteten, dvs. forsøge at opgøre det samfundsøkonomiske tab, hvis hele biodiversiteten forsvinder.

Problemer ved at opgøre værdien af hele biodiversiteten

Dette og lignende studier er imidlertid blevet kraftigt kritiseret af f.eks. Pearce (2007) og Bockstael mfl. (2000). Overordnet er der to kritikpunkter. For det første giver det kun mening at opgøre den samfundsøkonomiske gevinst eller tab i forhold til ændringer, som er realistiske, og som kan indgå i et beslutningsgrundlag i forhold til et konkret og realistisk politikindgreb. Selv hvis man kunne opgøre værdien af at fjerne al biodiversitet, er det ikke en værdi, som giver brugbar information. For det andet kan der sættes spørgsmålstegn ved, om det overhovedet meningsfuldt kan lade sig gøre at måle værdien af at fjerne al biodiversitet. Antag at den marginale værdi af biodiversitet følger en funktion som tidligere gengivet i figur A i boks II.4 i afsnit II.5. Værdien af et gode svarer normalt til arealet under marginalværdikurven. Hvis der som på denne figur er en tærskelværdi, som biodiversiteten ikke må komme under, hvis livet på jorden skal opretholdes, så er den samlede værdi af biodiversitet enten udefineret eller uendelig stor, jf. boks II.4.

Risiko for dobbelttælling af økosystemydelser

En række af økosystemydelserne er tæt relaterede, hvilket indebærer en risiko for dobbelttælling. Det er f.eks. vanskeligt at vide, om respondenter i en hypotetisk værdisætningsundersøgelse, som søger at afdække eksistensværdier for mangfoldigheden af arter, i deres svar også medtager værdier relateret til f.eks. øget produktivitet i landbruget eller rekreative værdier relateret til at iagttage plante- og dyreliv. Generelt vil værdier baseret på observeret adfærd alene medtage brugsværdier, mens værdier baseret på den hypotetiske værdisætningsmetode vil indeholde både brugsværdier og eksistensværdier. Afhængigt af vinklingen i undersøgelsen kan den hypotetiske værdisætningsmetode søge at

fokusere på enten brugsværdier, eksistensværdier eller begge værdier, men man kan ikke med sikkerhed vide, hvilke værdier respondenterne har lagt til grund for deres svar.

Definition af biodiversitet i værdisætnings-undersøgelser

Det er ikke oplagt, hvordan et begreb som biodiversitet skal defineres i hypotetiske værdisætningsundersøgelser. Biodiversitet er et bredt begreb, der dækker både diversitet i arter, gener og økosystemer. Hypotetiske værdisætningsundersøgelser, som har søgt at belyse værdien af biodiversitet, har overordnet set anvendt to tilgange. Én tilgang fokuserer på værdien af at beskytte en eller flere truede arter af dyr og planter. En anden tilgang fokuserer på værdien af at beskytte særlige habitater, dvs. særlige naturområder, hvor der findes et rigt eller særligt dyre- og planteliv, jf. f.eks. Jacobsen og Hanley (2009). Mange studier indeholder elementer af begge, da særlige og sjældne arter også findes i bestemte naturområder. Det må således forventes, at der er betydeligt overlap mellem værdien ved beskyttelse af arter og værdien ved beskyttelse af særlige habitater og naturområder. Det vil derfor give anledning til dobbelttælling, hvis værdier fra begge typer af undersøgelser medtages.

Fokus på arter

I forhold til opgørelse af gevinster ved beskyttelse af arter og habitater vil der senere blive fokuseret på værdien af at beskytte arter. Der er to grunde til dette. For det første er beskyttelse af truede arter tæt relateret til analysen af omkostninger ved at beskytte (truede) arter, jf. afsnit II.7. Det gør det nemmere at sammenholde værdier og omkostninger. For det andet er der en større risiko for, at studier af værdien af specielle naturområder i højere grad medtager andre værdier end blot biodiversitet, f.eks. rekreative værdier.

Metodiske udfordringer

Den hypotetiske værdisætningsmetode mistænkes som nævnt for at give en for høj betalingsvillighed i forhold til den faktiske betalingsvillighed, jf. boks II.6. Denne problematik er generel i forhold til hypotetiske værdisætningsmetoder uanset typen af miljøgode. Der har dog også været stillet spørgsmålstegn ved, om den hypotetiske værdisætningsmetode overhovedet er velegnet til at værdisætte abstrakte ydelser som eksistensværdier relateret til biodiversitet.

Har respondenter veldefinerede præferencer for biodiversitet?

Ifølge kritikerne kan hypotetiske værdisætningsmetoder dog forsvares i situationer, hvor respondenterne har veldefinerede præferencer for godet *inden* de bliver spurgt. Dette er næppe opfyldt for et gode som biodiversitet, hvor respondenterne har lille erfaring med og viden om betydningen af godet, jf. Bateman mfl. (2011c). Nogle hypotetiske værdisætningsstudier har forsøgt at kompensere for respondenternes ufuldstændige viden om biodiversitet ved at give meget information om biodiversitet i forbindelse med den hypotetiske værdisætningsundersøgelse, jf. f.eks. Christie mfl. (2006). Uden erfaring og forståelse af godets betydning vil værdisætningen af pågældende gode dog nemt kunne blive farvet af den information, der gives til respondenterne.

Kan respondenter skelne mellem små og store ændringer i biodiversiteten

Endvidere er der argumenteret for, at respondenterne har vanskeligt ved at skelne mellem små ændringer og store ændringer for et abstrakt gode som biodiversitet. Det gør det problematisk at anvende de fundne værdier i forbindelse med konkrete samfundsøkonomiske cost benefit-analyser.

Højere betalingsvillighed for store end for små ændringer …

Manglende sammenhæng mellem betalingsvillighed og hvorvidt der værdisættes et "lille" eller "stort" miljøgode er fremhævet som en generel kritik i forhold til hypotetiske værdisætningsmetoder, jf. f.eks. Arrow mfl. (1993) samt Diamond og Hausman (1994). En nylig sammenlignende analyse af internationale værdisætningsstudier om biodiversitet konkluderer imidlertid, at betalingsvilligheden generelt er højere for store ændringer i biodiversiteten end for små. Dette peger i retning af, at respondenter godt kan skelne mellem små og store ændringer i biodiversiteten, jf. Ojea og Loureiro (2011). En sammenligning af betalingsvilligheden i studier, der sigter mod at beskytte en enkelt art, og studier, der sigter mod at beskytte mange eller alle arter, peger imidlertid på, at selvom betalingsvilligheden generelt er højere for beskyttelse af mange arter end for en enkelt art, så er forskellen ikke så stor, som man burde forvente, jf. Nunes og van den Bergh (2001). Som eksempel får Jacobsson og Dragun (1996) i en australsk undersøgelse en betalingsvillighed for at beskytte et kendt pattedyr (leadbeater possum) på ca. en fjerdedel af betalingsvilligheden for at beskytte alle 700 truede arter (dyr og planter).

… men forskellen i betalingsvillighed lille

Kan eksistensværdier for biodiversitet opgøres?

I en britisk undersøgelse af økosystemydelser medtages i baggrundsanalyserne en oversigt over resultater fra hypotetiske værdisætningsundersøgelser, som fokuserer på eksistensværdier. Det understreges dog, at der er uenighed om, hvorvidt sådanne værdier kan opgøres med tilstrækkelig sikkerhed. I de beregninger, der præsenteres i den sammenfattende hovedrapport, indgår eksistensværdier således ikke, jf. UK National Ecosystem Assessment (2011).

Alternativer til at opgøre værdien af biodiversitet

Der kan således stilles spørgsmålstegn ved, om man kan bruge de gængse værdisætningsmetoder til at opgøre værdien af biodiversitet. Dette rejser spørgsmålet om, hvordan beskyttelsen af biodiversiteten så kan indgå i en samfundsøkonomisk prioritering. En mulighed er at fastlægge minimumsgrænser eller tærskelværdier, som det vurderes for risikabelt at overskride ud fra en forsigtigheds- og bæredygtighedsbetragtning. Som et eksempel nævner Bateman mfl. (2011c) den fortsatte bevarelse af arter som et område, hvor det kan være hensigtsmæssigt at fastsætte en minimumsgrænse i stedet for at vurdere eksistensværdien ved at bevare alle arter. Som modargument mod minimumsgrænser kan imidlertid fremhæves, at en minimumsgrænse vil medføre en samfundsøkonomisk omkostning, således at der implicit lægges en samfundsøkonomisk værdi på biodiversitet.

Økosystemydelser knyttet til biodiversitet

De økosystemydelser, der anses for tættest knyttet til biodiversitet, er følgende:

- Indirekte brugsværdi gennem biodiversitetens understøttelse af økosystemer generelt
- Bestøvning
- Sygdomsforebyggelse i afgrøder
- Bevarelse af gener til fremtidig medicinsk forskning
- Biodiversitets betydning for værdien af rekreation
- Eksistensværdier (ikke-brugsværdier)

Nedenfor gives en overordnet beskrivelse af resultater primært fra udenlandske studier vedrørende disse økosystemydelser. Til sammenligning belyses andre udvalgte værdier relateret til rekreation mv.

Biodiversitet kan øge økosystemers funktionalitet og stabilitet

Biodiversitet kan have en indirekte brugsværdi, da et højt niveau for biodiversitet er med til at understøtte økosystemers funktionalitet og stabilitet. Derved kan biodiversitet indirekte være med til at sikre en række forskellige ydelser, som man får fra økosystemer i form af f.eks. rensning, filtrering og opmagasinering af overskydende vand. jf. Norris mfl. (2011) og Bateman mfl. (2011b).

Ikke tilstrækkeligt naturvidenskabeligt grundlag til at opgøre værdi

Grundlæggende er der konsensus om, at økosystemer med et højt niveau af biodiversitet har en højere funktionalitet og stabilitet end et økosystem med et lavt niveau af biodiversitet. Der er imidlertid ikke konsensus om, hvor meget en given (mindre) nedgang i biodiversiteten betyder for økosystemers funktionalitet og stabilitet og i sidste ende for de endelige økosystemydelser. Alt i alt er der ikke tilstrækkelig præcis viden til at kvantificere disse effekter og derfor heller ikke til at beregne de afledte økonomiske gevinster. Den manglende økonomiske værdisætning af nogle økosystemydelser skyldes derfor i nogle tilfælde, at der ikke er et tilstrækkeligt naturvidenskabeligt grundlag, jf. f.eks. Bateman mfl. (2011c). Hvis niveauet for biodiversiteten er tæt på en kritisk undergrænse, hvor yderligere fald i biodiversiteten vil have meget store konsekvenser for opretholdelsen af økosystemer, så vil den afledte værdi af en lille ændring kunne være meget høj.

Produktionsværdi af bestøvning

Det er veldokumenteret, at der er en sammenhæng mellem høstudbytte for en række afgrøder og antallet af bier og andre bestøvere. Det er kun få afgrøder, som er fuldstændig afhængige af bestøvning, mens der er en del afgrøder, som er delvist selvbestøvende, men hvor udbyttet øges væsentligt, hvis der er insekter, der kan give supplerende bestøvning. Det gælder f.eks. frugt, bær og raps. Andre afgrøder afhænger ikke af insekters bestøvning, men baserer sig alene på vindbestøvning (almindelige kornsorter) eller kræver ikke bestøvning (kartofler). For Storbritannien vurderes det, at omkring 20 pct. af afgrøderne er afhængige af bestøvning, svarende til en årlig værdi på 430 mio. pund

pr. år. Det svarer til ca. 90 kr. pr. indbygger eller 200 kr. pr. familie (2010-priser).[18]

Dansk undersøgelse om bestøvning

En nylig dansk undersøgelse har på samme måde opgjort værdien af de bestøvede afgrøder, jf. Axelsen mfl. (2011). Insekternes bidrag til bestøvning modsvarer en produktionsværdi på 467 mio. kr. pr. år. (med et interval på 421 til 690 mio. kr.) svarende til godt 80 kr. pr. indbygger. Det svarer til niveauet af bestøvede afgrøder i Storbritannien. Her er kun medtaget værdien af egentlig landbrugsproduktion og ikke værdien af egenproduktion i haver mv. eller produktion af vilde bær og blomster.

Samfundsøkonomisk værdi mindre end produktionsværdi

Den samfundsøkonomiske værdi af bestøvning er dog væsentlig mindre end produktionsværdien af bestøvede afgrøder, da bestøvning kun er en ud af mange produktionsfaktorer, som er indgået i produktionen af de pågældende afgrøder. De øvrige produktionsfaktorer (jord, arbejdskraft og maskiner) kunne i fravær af bestøvning anvendes til at producere andre afgrøder, jf. Bateman mfl. (2011c).

Omfatter alle bestøvere – ikke kun de truede

Det skal også bemærkes, at produktionsværdien af bestøvede afgrøder angiver den samlede produktion af bestøvede afgrøder. Beløbet er således ikke udtryk for værdien ved en (mindre) reduktion i antallet af bier og vilde bestøvere. Der er ikke undersøgelser, der kan kvantificere betydningen af honningbier og vilde bestøvere hver for sig, jf. Axelsen mfl. (2011).

Forebyggelse af sygdomme i afgrøder

Med hensyn til sygdomsforebyggelse er det relativt veldokumenteret, at der er en sammenhæng mellem biodiversitet og sygdomsforebyggelse af landbrugsafgrøder. I den nyligt afsluttede britiske undersøgelser er værdien af sygdomsforebyggelse imidlertid ikke kvantificeret. Det anføres dog, at værdien potentielt kan være af ikke uvæsentlig størrelse.

18) Generelt er i dette afsnit anvendt 2010-priser, og beløb i udenlandske valutaer er omregnet ved OECD's købekraftskorrigerede kurser.

Biodiversitet har lav værdi for medicinsk forskning

Diskussionen om biodiversitetens betydning i forhold til muligheden for at udvikle nye typer medicin har typisk fokuseret på biodiversitet uden for Europa, f.eks. biodiversitet i regnskove. Der er en del eksempler på, at dyr og planter fra tropernes regnskove og i nogle tilfælde også fra Europa har haft væsentlig betydning for udviklingen af ny medicin. Der er undersøgelser, som har søgt at beregne afkastet i form af potentiel fremstilling af medicin ved at beskytte tropisk regnskov med høj biodiversitet. Der er betydelig usikkerhed ved sådanne typer af beregninger og stor variation i resultaterne. Nylige undersøgelser peger i retning af relativt beskedne værdier på 1-14 dollar pr. ha, jf. Costello og Ward (2006). For andre naturtyper og regnskov med mindre biodiversitet fås væsentlig lavere værdier. Disse lave værdier skal ses i sammenhæng med, at der globalt er et meget stort antal arter, så den marginale gevinst ved beskyttelse af en hektar er relativt beskeden. Den marginale gevinst ved beskyttelse vil formentlig stige, hvis der sker (store) nedgange i den globale biodiversitet.

Formentlig lav værdi i Danmark

Da biodiversitet pr. hektar i Danmark må forventes at være lav sammenlignet med tropisk regnskov, peger dette i retning af meget beskedne gevinster pr. hektar i Danmark relateret til udvikling af fremtidig medicin. I den britiske undersøgelse af økosystemydelser gives ikke noget konkret bud på størrelsen af værdien relateret til fremtidig medicin mv., jf. Bateman mfl. (2011b).

Rekreative værdier

Rekreative gåture i naturen har en værdi for mange, og det er dokumenteret fra et stort antal undersøgelser, at der kan være ganske betydelige rekreative værdier knyttet til naturområder. Som eksempel har rekreation den højeste værdi af samtlige økosystemydelser i den britiske undersøgelse. Her er således beregnet en værdi svarende til omkring 10 mia. britiske pund pr. år for i alt ca. 3 mia. rekreative ture pr. år. Dette beløb svarer til knapt 5.000 kr. pr. år pr. familie, jf. Bateman mfl. (2011b).

Sammenhæng mellem rekreative værdier og mange arter?

En del rekreative ture er relateret til iagttagelse af dyr og planter, og den rekreative værdi må antages at være højere, når der er et rigt dyre- og planteliv. Det er dog ikke oplagt, om et rigt dyre- og planteliv i forhold til rekreative værdier

svarer til en stor population af bestemte kendte arter (f.eks. store pattedyr, fugle, spiselige svampe mv.) eller en høj diversitet af arter (hvoraf mange er ukendte for de fleste eller svære at opleve). For den generelle befolkning virker det plausibelt at antage, at rekreative værdier – i det omfang de er relateret til dyre- og planteliv – især vedrører bestanden af kendte arter, og dermed ikke er nært afhængigt af diversiteten målt som antallet af arter. Det må dog samtidig forventes, at befolkningen vil tillægge det større værdi at kunne færdes i rekreative områder, som indeholder mange forskellige naturtyper. En høj diversitet af naturtyper vil også understøtte en høj diversitet af arter.

Værdi af nærhed til natur

Ud over besøg i rekreative områder er der også direkte brugsværdier ved naturen, som er relateret til, at det er attraktivt at bo tæt på naturområder. I den britiske undersøgelse indgår værdier af at bo tæt på vand (søer, vandløb og hav) og at bo tæt på grønne områder, hvis man bor i byen. Disse værdier findes typisk ud fra observerede markedsdata (huspriser i forhold til nærhed til godet). Disse goder vurderes at have værdier svarende til henholdsvis 600 kr. pr. familie pr. år og 880 til 1.060 kr. pr. familie pr. år. Det er således ganske betydelige værdier, selvom de ikke når op på højde med de beregnede værdier for rekreative besøg.[19]

Eksistensværdier i Storbritannien

To nylige britiske undersøgelser finder gevinster ved beskyttelse af mange truede arter på 250 og 580 kr. pr. familie, jf. Boatman mfl. (2010) og Christie mfl. (2011). Førstnævnte undersøgelse er gennemført som en betinget værdisætningsanalyse af betalingsvilligheden for beskyttelse af truede dyrearter i forbindelse med et britisk naturbeskyttelsesprogram (Environmental Stewardship Scheme). Det valgte undersøgelsesdesign betyder dog, at der også potentielt medtages værdier, som i højere grad er knyttet til landskabets udseende. Sidstnævnte undersøgelse anvender valgeksperimentmetoden til at undersøge betydningen af forskellige gevinster ved den britiske biodiversitetshand-

19) Der kan være en risiko for dobbelttælling af rekreative værdier beregnet ud fra faktiske besøg og værdien af nærhed til rekreative arealer beregnet ud fra huspriser i det omfang, de rekreative besøg medtager besøg til naturområder tæt på hjemmet.

lingsplan. Der foretages her en separat værdisætning af i alt syv forskellige økosystemydelser relateret til handlingsplanen, hvoraf den ene er biologisk mangfoldighed. Det implicerer, at de 250 kr. pr. familie fundet i dette studie i højere grad alene kan tilskrives gevinsterne ved beskyttelse af arter. Af de forskellige økosystemydelser findes de højeste værdier for vandkredsløb (mindske risiko for oversvømmelser) og CO_2-binding, mens værdierne for beskyttelse af biologisk mangfoldighed er lidt lavere.

Biodiversitet i havet

Et enkelt studie har set på betalingsvilligheden for tiltag til beskyttelse af biodiversiteten i havene omkring Storbritannien, jf. McVittie og Moran (2010). Dette studie finder en årlig betalingsvillighed svarende til ca. 790 kr. pr. familie. Dette er højere end de fundne værdier for beskyttelse af biodiversiteten på landjorden.[20]

Også andre økosystemydelser vigtige

Til trods for at ikke alle værdier har kunnet kvantificeres peger en opsummering på, at værdier relateret til biodiversitet er noget mindre end værdier relateret til andre økosystemydelser som rekreation og nærhed til naturområder, jf. tabel II.7.

Eksistensværdi dominerer den opgjorte værdi af biodiversitet

De opgjorte værdier vedrørende biodiversitet er primært relateret til eksistensværdier af at beskytte truede arter. Som tidligere bemærket kan de bagvedliggende studier dog medtage andre værdier end eksistensværdier samt overvurdere værdierne pga. hypotetisk bias. Til sammenligning er værdien af ydelser som rekreation og nærhed til naturområder i højere grad baseret på observeret adfærd, hvor risikoen for bias er mindre. Dette peger i retning af, at værdien af biodiversitet isoleret set kan være endnu mindre sammenlignet med de andre økosystemydelser.

20) Da der kun er resultater fra en enkelt undersøgelse vedrørende beskyttelse af truede arter i havområder er det usikkert, om det højere beløb skyldes metodemæssige forskelle eller er udtryk for, at der rent faktisk er en højere betalingsvillighed for beskyttelse af biodiversitet i havområder.

Tabel II.7 Værdier af udvalgte økosystemydelser i Storbritannien

Økosystemydelse	
	-- Kr. pr. familie pr. år --
Værdier tæt relateret til biodiversitet	
Bestøvning (værdi af bestøvede afgrøder)	200 [a]
Gener til medicinsk forskning	Formentlig lille
Sygdomsforebyggelse af afgrøder	Ikke kvantificeret
Biodiversitets understøttelse af økosystemer	Ikke kvantificeret
Eksistensværdier (beskyttelse af truede arter)	
- Land	250 – 580
- Hav	790
Værdi af udvalgte andre økosystemydelser	
CO_2-binding i skove	310
Rekreative værdier (brugsværdier)	4.600
Nærhed til søer og hav	600
Grønne områder i byer	880 – 1.060

a) Angiver produktionsværdien af bestøvede afgrøder uden fradrag af værdien af andre input, dvs. et overkantsskøn af den samfundsøkonomiske værdi.

Anm.: 2010-priser (omregnet ud fra købekraftkorrigeret valutakurs).

Kilde: Bateman mfl. (2011a) og Bateman mfl. (2011b).

Vigtige ydelser indgår dog ikke

Det skal dog erindres, at der er potentielt store gevinster ved biodiversitet, som er svære at opgøre i monetære enheder. Det gælder især biodiversitetens betydning i forhold til at sikre funktionalitet og stabilitet af økosystemer, samt de afledte økosystemydelser, dette giver anledning til.

Svært direkte at sammenligne

Det skal samtidig nævnes, at eksistensværdier relateret til antal af truede arter i realiteten er for *små* ændringer i antallet af arter, idet de truede arter kun udgør en mindre del af alle arter. I modsætning hertil er værdien af de øvrige økosystemydelser i højere grad de samlede værdier for rekreative ture, nærhed til natur og CO_2-lagring. Dette peger i retning af, at værdier knyttet til eksistensværdier umiddelbart er højere i forhold til andre systemydelser end det, der kommer til udtryk i tabel II.7.

Værdien af at beskytte truede arter

Mange studier af værdien af enkelte arter

I afsnit II.7 præsenteres bl.a. en undersøgelse af omkostningerne ved at beskytte et udvalg af truede arter i Danmark. Der vil derfor i dette delafsnit blive set nærmere på internationale studier, som har søgt at belyse værdien af at beskytte truede arter. Generelt er der et meget stort antal studier, som har belyst værdien af at beskytte arter. Hovedparten af disse studier belyser imidlertid værdien af at beskytte en enkelt truet art i stedet for mange truede arter. Der er således blevet peget på, at mange studier ikke værdisætter *diversiteten* i arter, jf. Christie mfl. (2006).

Lille stigning i betalingsvillighed når antal arter vokser

Undersøgelser af værdien af at beskytte en enkelt art kan ikke uden videre "opskaleres" til at gælde for alle truede arter. Sammenlignes betalingsvilligheder for beskyttelse af en enkelt truet art med betalingsvilligheder for at beskytte alle truede arter fås generelt større værdier i sidstnævnte, men som tidligere beskrevet, er forskellene ikke så store, som man umiddelbart skulle forvente. Dette indikerer, at den marginale betalingsvillighed for at redde en art synes at være stærkt aftagende med antallet af arter. Også en dansk undersøgelse peger i denne regning, jf. Jacobsen mfl. (2008).

Højere værdi for kendte arter som pattedyr og fugle

Det store antal studier af betalingsvilligheden for at beskytte en enkelt art gør det muligt at undersøge, om der er højere betalingsvillighed for bestemte arter. En metaanalyse af 67 estimater af betalingsvillighed for at beskytte en enkelt, truet art baseret på 31 forskellige amerikanske undersøgelser gav en gennemsnitlig betalingsvillighed på knap 700 kr. pr. familie pr. år (2010-priser, baseret på købekraftskorrigerede valutakurser) med værdier fra 100 til 3.000 kr. Undersøgelsen viste, at betalingsvilligheden er større for "karismatiske" arter f.eks. større pattedyr samt for f.eks. fugle, når der i øvrigt kontrolleres for forskelle i undersøgelsesdesign, som også kan påvirke de udtrykte betalingsvilligheder, jf. Richardson og Loomis (2009). Da mange af undersøgelserne af enkeltarter omhandler kendte og ofte karismatiske arter, kan dette også være en del af forklaringen på, at der er en relativt lille forskel mellem betalingsvilligheden for en enkelt (karismatisk) art og betalingsvilligheden for alle

truede arter, hvoraf de fleste ikke er navngivne og/eller kendt af respondenten.

Værdien af at beskytte mange truede arter

I tabel II.8 er givet en oversigt over syv værdisætningsstudier, som alle har søgt at værdisætte beskyttelse af mange truede arter i stedet for enkeltarter. Tre af de medtagne undersøgelser er beskrevet ovenfor i forbindelse med beskrivelsen af væsentlige resultater fra den sammenfattende undersøgelse af værdien af biodiversitet og natur i Storbritannien.

Tabel II.8 Udenlandske studier af værdien af at beskytte mange truede arter

Undersøgelse	**Omfang af indsats**	**Kr. pr. familie pr. år**
Christie mfl. (2011)	Truede arter, Storbritannien, fastland	260
Boatman mfl. (2010)	Truede arter i Storbritannien, fastland	250 – 580
McVittie og Moran (2010)	Standse tilbagegang i biodiversitet i havområde omkring Storbritannien	790
Veisten mfl. (2004)	Alle truede arter i skove i Norge, ikke pattedyr (Lavt og højt gns. for delsamples med variationer i spørgeform) Data indsamlet i 1992	726 (390 – 1.110)
Jacobsson og Dragun (1996)	Alle truede arter i Victoria, Australien - Åben spørgeform - Ja/nej til prædefinerede beløb	 570 1.230
Hampicke mfl. (1991)[a)]	Truede arter i Vesttyskland	1.040 – 1.850
Johansson (1989)	Beskyttelse af 300 truede arter i Sverige Omregnet fra engangsbetaling på 2.020 kr.[b)]	170 – 270

a) Refereret i Nunes og van den Bergh (2001).

b) Beregnet som en 15-årig ydelse med en årlig rente på hhv. 3 og 10 pct. Omfatter kun ca. 120 respondenter.

Anm.: 2010-priser. Christie mfl. (2011) og McVittie og Moran (2010) benytter valgeksperimentmetoden, mens de øvrige undersøgelser benytter forskellige varianter af den hypotetiske værdisætningsmetode, jf. boks II.6.

Forskelle kan afspejle forskellige metoder og scenarier

En sammenligning af betalingsvilligheden for bevarelsen af truede arter viser, at resultaterne fra forskellige studier spænder fra 170 til 1.850 kr. pr. familie pr. år, jf. tabel II.8. Dette spænd kan både afspejle forskelle i de forskellige værdisætningsscenarier og metodemæssige forskelle. Et simpelt gennemsnit over de forskellige undersøgelser giver en betalingsvillighed på omkring 700 kr. pr. år pr. familie. Dette svarer til gennemsnittet af studier, der har set på beskyttelse af enkeltarter, jf. Richardson og Loomis (2009).[21]

Lavere værdier i nyeste studier

Det er vanskeligt at drage for håndfaste konklusioner ud fra det lille antal værdisætningsundersøgelser sammenfattet i tabel II.8. Der er dog en tendens til, at der er fundet lavere værdier i de nyeste undersøgelser sammenlignet med de tidligere undersøgelser, når der ses bort fra Johansson (1989), som metodemæssigt skiller sig ud.[22] Hvorvidt dette afspejler en ændring i præferencer over tid, eller en ændring i hypotetiske værdisætningsmetoder er ikke oplagt. Endvidere er det værd at bemærke, at flere af de laveste værdier i tabel II.8 er fra studier, hvor der indgår separate værdisætninger af andre relaterede økosystemydelser. I Christie mfl. (2011) indgik således andre økosystemydelser fra det samme program i valgeksperimentet, mens den laveste værdi fra Veisten mfl. (2004) var for et udsnit af de adspurgte, som først var blevet spurgt om deres betalingsvillighed for en større pakke af miljøprogrammer end blot beskyttelse af diversiteten af arter.

21) Bemærk dog, at alle undersøgelserne af værdien af enkeltarter medtaget i Richardson og Loomis (2009) var fra USA, mens ingen af undersøgelserne af værdien af mange arter i tabel II.8 er herfra.

22) I Johansson (1989) blev respondenterne bedt om at oplyse et engangsbeløb i stedet for et tilbagevendende årligt beløb, som det gøres i de senere undersøgelser. Undersøgelser af betalingsvilligheden baseret på engangsbetaling giver typisk betydelig lavere betalingsvillighed (omregnet til årlig betaling) end undersøgelser, som spørger om årlig betaling.

Bør der være forskel på værdien af forskellige arter?

Den angivne værdi på 260 kr. pr. familie pr. år for at beskytte alle truede dyrearter fra Christie mfl. (2011) er baseret på en underopdeling af beskyttelse af to grupper af arter. Den første gruppe er dyr, padder, fugle og sommerfugle (karismatiske arter), og den anden gruppe er træer, planter og insekter (ikke-karismatiske arter). Hovedparten af de 260 kr. kan tilskrives en betalingsvillighed for at beskytte de karismatiske arter. Under en fjerdedel af beløbet vedrører beskyttelse af de ikke-karismatiske arter, selvom deres antal er større end antallet af de karismatiske arter.

Biologi eller præferencer

Der har været argumenteret for, at en højere værdi for karismatiske eller kendte arter ikke er meningsfuldt ud fra en naturvidenskabelig betragtning, da de kendte arter ikke nødvendigvis er dem, som er vigtigst for et økosystem. Dette kan dog betegnes som en delvist misforstået kritik, fordi undersøgelser med fokus på eksistensværdier ikke primært sigter mod at belyse arters betydning for økosystemers funktionalitet og stabilitet, men derimod den værdi, respondenten tillægger eksistensen af den enkelte art.

Danske undersøgelser af værdien af biodiversitet

Forskellige mål for biodiversiteten

Der er i de sidste år lavet flere danske undersøgelser, som belyser værdien af at beskytte biodiversitet, hvor der især er vægt på eksistensværdien ved beskyttelsen, jf. tabel II.9. Overordnet kan undersøgelserne deles op i, om de værdisætter øget mangfoldighed af dyr og planter generelt, eller om de værdisætter beskyttelse af arter. I den første gruppe er af undersøgelserne sker tiltaget i et afgrænset område af Danmark såsom Store Åmose, en foreslået nationalpark eller én fiktiv ådal. De finder således ikke en betalingsvilje for en forbedring af biodiversiteten i hele landet.

Tabel II.9 Danske undersøgelser af værdien af biodiversitet

Undersøgelse	Beskrivelse af indsats	Kr. pr. familie pr. år
Generel beskyttelse af natur og biodiversitet		
Schou mfl. (2003)	Sprøjtefrie randzoner til gavn for biodiversiteten eksemplificeret ved en 10 pct. stigning i overlevelsen for agerhønsekyllinger og antallet af vilde planter	290
Lundhede mfl. (2005)	Fra ringe til stor mangfoldighed i St. Åmose[a)]	930
Thorsen og Hansen (2007) og Hansen (2005)	Beskyttelse af dyr og planter i fiktiv ådal i Danmark:	
	- Fra lav til mellem beskyttelse	290
	- Fra lav til høj beskyttelse	440
Jacobsen og Thorsen (2010)	Ekstra naturbeskyttelse udover den allerede eksisterende i en ud af syv foreslåede nationalparker	190
Jacobsen mfl. (2011)	Forøget biodiversitet i St. Åmose:	
	- Nogen forøgelse	180
	- Stor forøgelse	350
Beskyttelse af arter		
Jacobsen mfl. (2008)	Beskyttelse af rødlistede arter på den danske hede:	
	- 5-25 unavngivne	190 – 340
	- En beskrevet art	320 – 340
	- To beskrevne arter	670
Jacobsen og Thorsen (2010)	Ekstra indsats for særlige dyr og planter (to eksempler) i en ud af syv foreslåede nationalparker	520
Jacobsen mfl. (2010)	Forøgelse af population af truet dyreart:	
	- Fra truet til sjælden	810
	- Fra truet til almindelig	690
	Bestandsforøgelse af almindelig art:	
	- 25 pct.	540
	- 50 pct.	300
Lundhede mfl. (2011)	Bevaring af en gruppe fuglearter	
	- Eksisterer i Danmark nu	520 – 1.130
	- Mulige indvandrere pga. klimaforandringer	-50 – 840

a) Omregnet fra en betalingsvillighed pr. individ til betalingsvillighed pr. familie.

Anm.: 2010-priser. Alle undersøgelser anvender valgeksperimentmetoden (jf. boks II.6), bortset fra Schou mfl. (2003) som benytter den beslægtede contingent ranking metode.

Samme område men forskellig værdi

To af studierne omhandler samme geografiske område og samme type tiltag, men indeholder alligevel det laveste og højeste estimat for forøget biodiversitet på henholdsvis 180 og 930 kr. pr. familie pr. år.

Værdi af beskyttelse af truede arter

Danske studier med fokus på beskyttelse af truede arter er opsummeret i anden del af tabel II.9. Betalingsvilligheden varierer fra 190 kr. pr. familie pr. år for at beskytte fem unavngivne rødlistede arter til 1.130 kr. pr. familie pr. år for at bevare en gruppe af fuglearter, hvor populationen er faldende i Europa. Det skal bemærkes, at de højeste værdier er fundet i en undersøgelse, hvor truslen mod arter er kædet sammen med klimaforandringer. De høje værdier kan således potentielt tilskrives en betalingsvilje for mere generelt at undgå menneskeskabte klimaforandringer.

Positiv, men aftagende værdi med antal af arter

I det første studie er der estimeret en værdi for beskyttelse af henholdsvis 5, 12 og 25 uspecificerede rødlistede arter, alle knyttet til det danske hedelandskab. Der findes årlige betalingsvilligheder på henholdsvis 190, 280 og 340 kr. pr. familie. Der er således en positiv, men aftagende marginal betalingsvillighed for beskyttelse af flere arter. Betalingsvilligheden stiger væsentligt, hvis respondenterne får navn og billede på arterne, selvom det drejer sig om en art, som ikke er almindelig kendt. Således er betalingsvilligheden for en art med et navn og et billede næsten lige så høj, som betalingsvilligheden for at beskytte 25 anonyme arter, jf. Jacobsen mfl. (2008).

Hellere lille end stor forøgelse af bestande?

Et nyere studie viser, hvad betalingsvilligheden er for, at en truet art går fra at være truet til at være enten sjælden eller almindelig. Betalingsvilligheden er her noget større end i de ovennævnte studier, nemlig hhv. 810 og 690 kr. pr. familie pr. år, jf. Jacobsen mfl. (2010). Det er her bemærkelsesværdigt, at den højeste værdi er for at øge bestanden fra truet til sjælden og ikke, som forventeligt, fra truet til almindelig. Det samme overraskende resultat findes i en supplerende delanalyse, hvor det er undersøgt, hvad man vil betale for, at en population af en almindelig (dvs. ikke truet) art øges med hhv. 25 og 50 pct. Her er betalingsvilligheden hhv. 540 og 300 kr., igen med den mindste betalingsvillighed for den største forøgelse. Dette tolkes af forfatterne som, at en del af

befolkningen ser det som ressourcespild at forøge populationer "mere end nødvendigt" for, at arten overlever. Lignende resultater findes i Lundhede mfl. (2011) samt McVittie og Moran (2010).

Højere værdi for "danske" arter end for nye, indvandrende arter

I Lundhede mfl. (2011) er betalingsvilligheden for forskellige grupper af fuglearter i Danmark estimeret under hensyntagen til, om arterne er stabile eller faldende i Danmark og i hele Europa. Der er også medtaget fuglearter, som man tror, vil indvandre i fremtiden grundet klimaforandringerne. Det viser sig, at betalingsvilligheden for at beskytte fugle, der allerede eksisterer i Danmark, er højere end for fugle udefra.

Værdien af at beskytte truede danske arter

Samfunds-økonomiske omkostninger og gevinster

Afsnit II.7 indeholder en analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved indsatser, som bl.a. sikrer en bedre beskyttelse af ca. 200 truede arter. For at kunne sammenligne samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster burde der ideelt set findes en undersøgelse af betalingsvilligheden for at beskytte et tilsvarende antal truede arter i Danmark. Der er dog ingen af de danske undersøgelser, som direkte har belyst betalingsvilligheden ved at beskytte et så stort antal arter. Fokus har i stedet været på specifikke naturområder eller beskyttelse af et mindre antal arter. Ud fra de udenlandske og danske studier kan dog gives et groft skøn for betalingsvilligheden for beskyttelse af ca. 200 arter.

Lavere betalingsvillighed i nyere studier

Gennemsnittet af udenlandske studier af beskyttelse af mange eller alle truede arter er på ca. 700 kr. pr. familie pr. år, med et spænd på mellem godt 200 og 1.800 kr. Nyere undersøgelser og de undersøgelser, hvor der samtidig værdisættes andre miljøgoder, synes at give de mest konservative værdier, jf. tabel II.8.

Danske studier af eksistensværdi

Betalingsvilligheden fra de danske studier, som har set på få arter eller udvalgte levesteder, spænder fra 200 til 1.100 kr. pr. år. pr. familie, jf. tabel II.9. Et enkelt af de danske studier værdisætter henholdsvis 5, 12 og 25 (uspecificerede) arter med en maksimal betalingsvillighed på 340 kr. pr. familie pr. år, men med en tendens til, at stigningen i beta-

lingsvilligheden er aftagende med antallet af arter, jf. Jacobsen mfl. (2008). En ekstrapolation af betalingsvillighederne, som er baseret på, at stigningen i betalingsvilligheden fortsætter med at aftage, når antallet af arter vokser, giver en betalingsvillighed på ca. 540 kr. pr. familie pr. år for beskyttelse af ca. 180-200 arter.[23] Det er oplagt, at dette tal skal tolkes med stor varsomhed, da det normalt ikke er tilrådeligt at lave en ekstrapolation, der er så langt fra det oprindelige datainterval. Stigningen i betalingsvilligheden fra 340 til 540 kr. pr. familie pr. år for en stigning i antallet af beskyttede, truede arter fra 25 til knap 200 arter harmonerer dog godt med, at også internationale undersøgelser tyder på en relativ lille stigning i betalingsvilligheden for at beskytte få sammenlignet med mange arter.

Variation i resultater

Som beskrevet ovenfor er der dog nogle danske studier, som finder noget højere betalingsvilligheder for beskyttelse af få arter. Dette peger i retning af, at betalingsvilligheden burde være højere. På den anden side finder nyere engelske undersøgelser betalingsvilligheder, som er noget lavere end 540 kr. pr. familie pr. år.

100-700 kr. pr. familie pr. år

Et forsigtigt bud på betalingsvilligheden for at beskytte knap 200 truede dyrearter i Danmark er 300-700 kr. pr. familie pr. år. Udenlandske studier tyder på, at hypotetisk betinget bias i forhold til hypotetiske værdisætningsmetoder i gennemsnit svarer til en faktor 3, jf. boks II.6. Hvis der antages en lignende faktor, svarer det til en betalingsvillighed, som spænder fra ca. 100 til ca. 230 kr. pr. år pr. familie. Det vil sige et samlet interval på 100-700 kr. pr. år pr. familie, hvor det laveste beløb er korrigeret for en eventuelt hypotetisk betinget bias, mens det højeste beløb ikke er korrigeret for en sådan bias.

På linje med andre skøn for betalingsvilligheden

På baggrund af forskellige primært danske undersøgelser er ligeledes foretaget et skøn for gevinsterne ved at beskytte et lignende antal truede arter. Dette skøn er på 300 til 800 kr.

23) Konkret er estimeret en loglineær model (baseret på de kun tre observationer for betalingsvilligheden for beskyttelse af hhv. 5, 12 og 25 truede arter): Betalingsvillighed = 96,057 × Ln(N arter) + 33,504.

pr. familie pr. år, efter at der er foretaget en korrektion for potentiel hypotetisk bias, jf. Thorsen mfl. (2012). Dette er lidt større, men trods alt i samme størrelsesorden som intervallet givet ovenfor.[24]

Rekreative værdier og biodiversitet

Undersøgelser af værdien af rekreation

For at sammenholde gevinsterne af biodiversitet med rekreative gevinster i naturen er der foretaget en gennemgang af danske studier som har fokuseret på den rekreative værdi af skove og andre naturområder. Der er i Danmark både lavet undersøgelser af værdien af rekreation ud fra rejseomkostningsmetoden og ud fra hypotetiske værdisætningsmetoder.[25] Der er nogen variation i resultaterne, men alt i alt synes gevinsterne ved rekreation at være af nogenlunde samme størrelsesorden som betalingsvilligheden for at beskytte biodiversiteten.

Højere rekreative værdier i skove med naturnær drift

Det vil generelt gavne biodiversiteten i skovene, hvis der bliver indført mere naturnær skovdrift. En række undersøgelser belyser, om der er rekreative gevinster forbundet med ændret skovdrift, herunder mere naturnær skovdrift. Disse undersøgelser peger i retning af afledte, positive rekreative effekter af naturnær skovdrift. Det vil sige, at de besøgende tillægger det større værdi at færdes i en mere naturnær skov sammenlignet med en konventionel drevet skov, jf. Aakerlund (2000), Nielsen mfl. (2007), Olsen og Lundhede (2005), Termansen mfl. (2008a) og Termansen mfl. (2008b). Der er dog betydelig variation i de estimerede værdier og i hvilke aspekter af naturnær skovdrift, der undersøges i de forskellige undersøgelser. Det gør det vanskeligt at give et konkret bud på den rekreative gevinst ved et omlægge til mere naturnær skovdrift.

24) Betalingsviljen i Thorsen mfl. (2012) er ikke direkte opgivet for et bestemt antal arter, men i stedet for en forbedring af levevilkårene for dyr og planter på omkring 150.000 ha. Dette er i samme størrelsesorden, som det areal der ifølge analysen præsenteret i afsnit II.7 er nødvendigt, hvis knap 200 truede arter skal beskyttes.

25) Oversigten over danske studier med vægt på rekreative værdier kan fås ved henvendelse til De Økonomiske Råds Sekretariat eller via www.dors.dk.

Ikke sikkert om der også er rekreativ gevinst ved urørt skovdrift

Ingen af undersøgelserne ser på, om der er rekreative gevinster ved decideret urørt skov, men der er indikationer af, at der kan være lavere rekreative værdier ved urørt skov sammenlignet med naturnær skovdrift. Alt i alt er det derfor ikke oplagt, om der også er rekreative gevinster ved urørt skovdrift.

Opsummering

Kun relevant at opgøre gevinsten ved mindre ændringer

Værdien af al biodiversitet er høj, i sidste ende uendelig, da den samlede biodiversitet er af afgørende betydning for livet på jorden. I praksis er det dog ikke relevant at vurdere værdien af al biodiversitet, da det kun er værdien af mindre ændringer i biodiversitet, der er relevante i sammenhæng med realistiske politiske afvejninger.

Kan man opgøre eksistensværdier?

En del af gevinsten ved beskyttelse af biodiversiteten er knyttet til eksistensværdier, dvs. til glæden ved at vide, at en art eksisterer. Eksistensværdier kan kun fastsættes ud fra såkaldte hypotetiske værdisætningsmetoder. Der er imidlertid ikke konsensus om, hvorvidt man kan bruge hypotetiske værdisætningsmetoder til at opgøre eksistensværdien knyttet til biodiversitet, fordi der her er tale om et relativt abstrakt gode, som respondenterne ikke kender og har en god forståelse af.

Eksistensværdier vigtigere end produktionsværdi

Sammenlignes de målte gevinster ved ændringer i biodiversitet synes eksistensværdier – med forbehold for metodemæssige usikkerheder – at udgøre den væsentligste samfundsøkonomiske værdi. Til sammenligning vurderes, at værdien af bestøvning og værdien af diversitet som input til frembringelse af ny medicin er væsentlig mindre ved (små) ændringer i biodiversiteten.

Lille reduktion kan medføre store tab

Det skal understreges, at der er gevinster ved biodiversitet, hvis størrelse er svære at kvantificere i monetære enheder. Det gælder f.eks. for, hvordan mindre ændringer i biodiversitet påvirker økosystemers funktionalitet og stabilitet, og hvilken betydning sådanne påvirkninger vil have for afledte økosystemydelser. Hvis niveauet for biodiversitet er så lavt, at det er tæt på en kritisk undergrænse, hvor økosystemers

stabilitet ikke understøttes, vil selv en mindre yderligere reduktion i biodiversiteten lede til et meget stort tab.

Manglende værdi skyldes manglende viden

Problemerne ved at værdisætte nogle afledte effekter af biodiversitet skyldes ikke kun manglende viden inden for den miljøøkonomiske disciplin. Der synes i nogle tilfælde at mangle et tilstrækkeligt præcist naturvidenskabeligt grundlag til at kunne vurdere de afledte gevinster i monetære enheder.

100-700 kr. pr. familie pr. år

Baseret på udenlandske og danske undersøgelser skønnes det, at eksistensværdien af at beskytte knap 200 truede dyrearter i Danmark svarer til 100-700 kr. pr. år pr. familie. Det svarer i alt til ca. 0,3-2,0 mia. kr. pr. år.

Positiv, men aftagende værdi

Undersøgelser med vægt på eksistensværdier af arter peger i retning af, at betalingsvilligheden for at beskytte truede arter er stigende, men stærkt aftagende med antallet af arter. Endvidere er betalingsvilligheden højere for større og kendte arter som f.eks. pattedyr og fugle.

Andre økosystemydelser også vigtige

En større britisk analyse af økosystemydelser peger i retning af, at de kvantificerede gevinster ved biodiversitet er en del mindre end gevinsterne ved andre økosystemydelser, som f.eks. rekreation, gevinsten ved at bo tæt på natur og grønne områder samt CO_2-lagring. Ud fra danske undersøgelser synes eksistensværdier ved arter at være i nogenlunde samme størrelsesorden som f.eks. rekreative gevinster.

Rekreative gevinster ved naturnær skovdrift

Danske undersøgelser tyder endvidere på, at der er rekreative gevinster ved mere naturnær skovdrift. Pågældende undersøgelser har ikke direkte vurderet den rekreative værdi i såkaldt urørt skov, hvor skoven ikke dyrkes. Det er derfor uklart, om der er rekreative gevinster eller tab ved helt at undlade at dyrke skovene.

II.7 En indsats til beskyttelse af biodiversiteten i Danmark

Nødvendigt med nye indsatser for at standse tilbagegang

I 2010 forpligtede Danmark sig på FN-topmødet i Nagoya til at arbejde for at standse tilbagegangen i biodiversiteten senest i 2020. Hvis dette skal nås, er det nødvendigt at gennemføre en række indsatser, som kan gavne biodiversiteten. Der vil være samfundsøkonomiske omkostninger ved disse indsatser, men der foreligger ingen grundige danske beregninger af omkostningen ved at nå målsætningen eller analyser af, hvilke indsatser der er mest omkostningseffektive, dvs. giver størst effekt i forhold til de samfundsøkonomiske omkostninger.

Formål med analysen

Dette afsnit indeholder en analyse, som giver et bud på omfanget af de indsatser, der skal gennemføres for at mindske tilbagegangen i den danske biodiversitet, og på de samfundsøkonomiske omkostninger ved at gennemføre indsatserne.[26] Analysen viser også i hvilke naturtyper og i hvilke dele af Danmark, indsatsen skal prioriteres.

Indsatser som forbedrer levevilkårene

Udgangspunktet for analysen er, at der skal gennemføres indsatser, som forbedrer arters levevilkår i forskellige naturområder. Indsatserne skal tage højde for de trusler, der forringer levevilkårene i forskellige naturtyper såsom skov, åben natur (f.eks. enge, heder og moser) samt agerland. Det er imidlertid ikke nødvendigt, at indsatserne foretages i alle områder med de pågældende naturtyper. I forhold til en given målsætning er nogle af naturområderne vigtigere end andre. Formålet med analysen er derfor også at vurdere i hvor stor en del af de pågældende naturtyper, der skal gøres en indsats, for at alle betragtede arter er beskyttet.[27]

26) Arbejdet er udført i samarbejde med Carsten Rahbek, Anders Højgård Petersen og Niels Strange fra Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. Analysen er nærmere beskrevet og dokumenteret i Petersen mfl. (2012), som er tilgængelig via www.dors.dk

27) Afsnit II.6 viste, at nogle arter tillægges højere værdi af den almindelige befolkning. I analysen tages der imidlertid udgangspunkt i, at levevilkårene for alle arter skal beskyttes, da dette vurderes nødvendigt for at leve op til målsætningen om at standse tilbagegangen i biodiversiteten.

Ny viden i forhold til tidligere analyser

Der er i Danmark tidligere udført lignende analyser med henblik på at bestemme, hvilke naturområder som bør beskyttes, jf. f.eks. Strange mfl. (2006), Petersen mfl. (2005) og Lund og Rahbek (2000). Sammenlignet med disse analyser bidrager nærværende analyse med en mere detaljeret geografisk opdeling af forekomsten af arter i forskellige naturtyper (skov, åbne naturarealer og agerland) samt en opgørelse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved indsatser i disse naturtyper. Dette gør det for første gang muligt at vurdere, i hvor høj grad en omkostningseffektiv indsats for at beskytte arterne bør rette sig mod henholdsvis skov, åbne naturarealer og agerland.

Underkantsskøn for den samfundsøkonomiske omkostning

Analysen er baseret på detaljerede oplysninger om den geografiske udbredelse af et bredt udsnit af landlevende danske arter. I analysen opgøres de samfundsøkonomiske omkostninger ved at sikre disse arter gode levevilkår. Da ikke alle arter indgår, skal den beregnede omkostning betragtes som en nedre grænse for den egentlige samfundsøkonomiske omkostning ved at standse tilbagegangen for biodiversiteten bredt set.

Resultat: 0,8 mia. kr. pr. år

Analysen viser, at den samfundsøkonomiske omkostning ved at opnå en effektiv beskyttelse af levestederne for de arter, som indgår i analysen, er på godt 0,8 mia. kr. pr. år. Analysen viser også, at der kun skal gennemføres indsatser til at forbedre levevilkårene i skov og åben natur, mens der ikke er behov for en væsentlig indsats for arter i agerlandet. Dette skyldes grundlæggende, at der kun er få arter, som er afhængige af levestederne i agerlandet. For at forbedre levevilkårene for arterne i de åbne naturområder vurderes det dog at være nødvendigt at udvide nogle af de eksisterende åbne naturarealer ved at inddrage en del af agerlandet (dvs. landbrugsjord) og at indføre kvælstofbufferzoner omkring udvalgte åbne naturområder, hvor det ikke er muligt at have husdyrproduktion. Endelig viser analysen, at indsatser i skov er vigtige, hvis målsætningen om at beskytte alle arter skal opnås omkostningseffektivt. Dette skyldes grundlæggende, at de relevante tiltag i skov vurderes at være relativt billige. Nogle arter kan således beskyttes billigere ved indsatser i skoven sammenlignet med indsatser i andre naturtyper.

Principper for udpegning af områder

Indsatser bør rettes mod levesteder – ikke de enkelte arter

Strategier for beskyttelse af arter kan i princippet enten fokusere på at beskytte de enkelte arter hver især eller på at beskytte arternes levesteder. Det er kun undtagelsesvis hensigtsmæssigt at tilrettelægge indsatsen i forhold til at beskytte enkelte arter. Der lever mange arter i de enkelte naturområder, og det er derfor økonomisk mere hensigtsmæssigt at fokusere på arternes levesteder, dvs. tiltag som bredt forbedrer levevilkårene i udvalgte naturområder, jf. afsnit II.2. Dette forudsætter imidlertid, at der kan identificeres naturområder, som omfatter de arter, der ønskes beskyttet. I det følgende diskuteres, hvilke principper der skal anvendes, hvis man ønsker at udpege naturområder, som sikrer levesteder for alle arter.

Mest artsrige områder …

Der har i praktisk naturforvaltning været anvendt forskellige principper til at udpege områder til beskyttelse. En metode går ud på at udvælge de mest artsrige områder. Dette betegnes som "hot spot"-tilgangen.

… sikrer ikke alle arter

Der er imidlertid den ulempe ved udelukkende at udvælge de mest artsrige områder, at det kan være de samme arter, der går igen i de forskellige udvalgte hot spots. Udvælgelse af de mest artsrige områder giver således ikke beskyttelse af flest mulige arter.

Komplementaritets-princippet

En anden metode er at udvælge områder efter det såkaldte komplementaritetsprincip. Grundlæggende går dette ud på at vælge en række områder, som tilsammen sikrer, at flest mulige arter er repræsenteret. Det er både teoretisk og empirisk vist, at komplementaritetsprincippet er den mest effektive metode til at udpege områder, der omfatter flest muligt forskellige arter, jf. Lund og Rahbek (2000). Udvælgelse efter komplementaritetsprincippet er dog datamæssigt mere krævende, da den forudsætter, at man ved *hvilke* arter, der lever i de forskellige områder. I hot spot-tilgangen skal man kun kende *antallet* af arter i hvert område. Boks II.7 giver en simpel illustration af udvælgelse af områder efter komplementaritetsprincippet sammenlignet med hot spot-tilgangen. Analyserne i dette kapitel er baseret på komplementaritetsprincippet.

Samlet netværk af områder

Udvælgelse af områder efter komplementaritetsprincippet kan give et netværk af områder, som på den ene side sikrer, at alle arter er omfattet, og på den anden side kun vælger det mindste antal nødvendige områder. En omkostningseffektiv indsats skal fokusere på at udvælge det rigtige netværk af områder. Det er med andre ord mindre hensigtsmæssigt at fokusere på indsatser målrettet hvert enkelt område for sig eller de enkelte arter hver for sig.[28]

Hver art i mindst tre områder

Beskrivelsen af komplementaritetsprincippet var baseret på, at alle arter skal dækkes i mindst et område, jf. boks II.7. I realiteten vil beskyttelse af levevilkårene i kun et område ikke være tilstrækkeligt til at sikre beskyttelse af en art. En bestand af en art i kun ét område kan risikere at blive udryddet som følge af f.eks. sygdomme, konkurrerende arter eller ændrede forhold i området. Det er derfor tvivlsomt, om en art vil være effektivt beskyttet på langt sigt, hvis arten kun beskyttes i et enkelt område. Samtidig er der ingen fleksibilitet i fremtiden med hensyn til andre samfundsmæssige hensyn, hvis nogle af arterne kun findes i et område. Der tages i det følgende udgangspunkt i, at arterne mindst skal være beskyttet i tre forskellige områder, hvis arterne skal være rimeligt sikrede. Det samme kriterium er anvendt i andre lignende analyser, jf. f.eks. Petersen mfl. (2005).

28) Dette forudsætter, at tiltag for forbedring af levevilkårene gavner hovedparten af arterne i de udpegede områder. Generelt er dette tilfældet, selvom der også er særlige arter, som kræver specielle tiltag.

Boks II.7 Udvælgelse af områder efter komplementaritetsprincippet

Forskellen mellem hot spot-tilgangen og komplementaritetsprincippet kan illustreres ved følgende eksempel, hvor seks forskellige arter (1, 2, 3, 4, 5 og 6) er fordelt i fem forskellige områder (A, B, C, D og E), jf. tabel A.

Antag at der kan vælges tre områder til beskyttelse. Anvendes *hot spot-tilgangen* udvælges de tre områder, der hver især har flest arter. Det er områderne A, B og C. Vælges disse tre områder, vil det omfatte i alt 4 arter (arterne 1, 2, 3 og 4), mens der er to arter, som ikke bliver beskyttet (art 5 og 6).

Udvælges i stedet tre områder efter *komplementaritetsprincippet*, skal man enten vælge områderne (A, D og E) eller områderne (B, D og E). Udvælges en af disse kombinationer, vil alle seks arter blive omfattet. Da A og B indeholder samme arter, er det ligegyldigt, hvorvidt det er A eller B, som kombineres med de andre områder. Der er således *fleksibilitet* mellem område A og B.

Område E er et eksempel på et artsfattigt område, men det er til gengæld det eneste sted, hvor art 6 lever. Derfor skal område E udpeges, hvis alle arter skal dækkes. Dette gælder også område D, som er det eneste område, hvor art 5 lever.

Tabel A Eksempel med fordeling af 6 arter i 5 områder

	Områder				
Arter	A	B	C	D	E
1	X	X	X	X	
2	X	X	X		
3	X	X	X		
4	X	X			
5				X	
6					X

Med få arter og få områder er det nemt at overskue, hvilke områder der skal udpeges for at dække alle arter. Med flere områder og arter bliver udpegningen af områder hurtig uoverskuelig. Der er udviklet programmer med matematiske algoritmer, som kan udvælge områder efter komplementaritetsprincippet. I analysen i dette afsnit anvendes Worldmap programmet, som er udviklet af Natural History Museum i England.

Mangfoldighed i arter og diversitet i økosystemer

Analysen fokuserer på biodiversitet i form af diversitet blandt arterne. Som tidligere beskrevet er dette kun en ud af flere forskellige dimensioner af biodiversitet, som bl.a. omfatter diversitet i økosystemer. Udpegning af områder ud fra arterne vil derfor ikke nødvendigvis sikre, at der også udpeges områder, som repræsenterer alle forskellige typer af økosystemer. Hvis udvælgelsen af områder sker efter komplementaritetsprincippet og på basis af et stort og bredt udvalg af arter, vil det dog i praksis også sikre en høj diversitet i økosystemer, fordi arterne så vil være knyttet til mange forskellige økosystemer. Ved udpegning af områder, som dækker alle arter mindst tre gange, vil man derfor i realiteten også nå langt i forhold til at udpege alle forskellige typer af økosystemer.

Data

899 forskellige arter

Analysen er baseret på oplysninger om 899 forskellige arter af dyr og planter. For disse arter findes en fuldstændig opgørelse af udbredelsen i Danmark opdelt i 633 kvadrater af 10×10 km^2. De 899 arter repræsenterer et bredt udsnit af kendte danske arter og vurderes derfor at udgøre et godt grundlag for analysen. Der indgår dog udelukkende landlevende arter. En nærmere beskrivelse af de anvendte data findes i boks II.8.

Repræsentative data

De anvendte data repræsenterer den bedst tilgængelige viden om fordelingen af arter i Danmark. De 899 arter svarer til ca. 3 pct. af de godt 32.000 kendte danske arter. Selvom dette forekommer at være en lille andel, er pågældende data internationalt anerkendt for at være repræsentative for arter/artsgrupper og have høj kvalitet i forhold til tilsvarende data i andre lande.

Boks II.8 Beskrivelse af data

Oversigt over data
Analysen er baseret på detaljerede oplysninger om den geografiske udbredelse af 899 dyre- og plantearter. Således indgår følgende oplysninger:

- 899 dyre- og plantearter, heraf 186 truede arter
- En totalopgørelse af forekomsten af disse arter i hele Danmark opdelt i 633 kvadrater af 10×10 km^2
- For hvert af de 633 kvadrater er arealet opdelt på:
    - Skov (underopdelt på løvskov og nåleskov)
    - Åben natur (f.eks. enge, heder og moser)
    - Agerland
    - By

Disse oplysninger er overvejende baseret på tidligere indsamlede data og GIS-kort. En gruppe eksperter er dog inddraget til nærværende analyse med henblik på at validere og opdatere oplysningerne om udbredelsen af arterne. Baseret på disse eksperter samt egne beregninger er følgende oplysninger tilføjet:

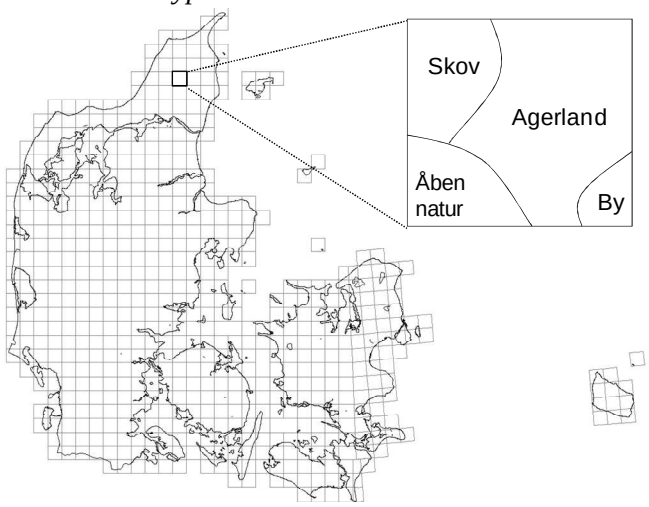
- I hvilke naturtyper (løvskov, nåleskov, åben natur og agerland) hver art almindeligvis forekommer
- Hvilke konkrete indsatser der er nødvendige for at beskytte de enkelte truede arter i en given naturtype. Disse oplysningerne er indhentet ved spørgeskema og dækker alene de truede arter
- Samfundsøkonomiske omkostninger pr. ha af hver indsats for hver naturtype for forskellige dele af Danmark (kommuneniveau)

De konkrete indsatser er fastlagt ud fra kendskab til arternes biologi og kendte trusler mod arterne i de forskellige naturtyper. En nærmere beskrivelse af indsatserne og beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger pr. ha præsenteres senere i afsnittet.

Geografisk opdeling af oplysninger
De 633 kvadrater, hvor der foreligger data for udbredelsen af de 899 forskellige arter, er vist i figur A. I hvert af kvadraterne er arealet af de forskellige naturtyper beregnet, som illustreret ved det forstørrede kvadrat i figuren. Der er tillige foretaget en yderligere fordeling af arterne i hvert kvadrat på de forskellige naturtyper, dvs. der anvendes oplysninger om, hvorvidt arten lever i skov, åben natur og/eller agerland, baseret på ovennævnte ekspertvurderinger. Det er disse underopdelinger på i alt op til 3×633 = 1899 "delområder" af skov, åben natur og agerland, der er enheden i analyserne (byområder indgår ikke i analysen). I nogle

kvadrater findes ikke alle naturtyperne, dvs. at det faktiske antal delområder er mindre end 1899. I figuren er disse delområder illustreret ved et enkelt sammenhængende område i hvert kvadrat. Et "delområde" er opgjort som arealet af hver naturtype i et kvadrat. Således kan et delområde i realiteten bestå af mange ikke sammenhængende mindre områder inden for hvert kvadrat (f.eks. to mindre skovområder og fem mindre områder af åben natur).

Figur A Opdeling i 633 kvadrater af 10×10 km^2 og arealtyper



Der er benyttet følgende definitioner af de forskellige arealtyper:

- *Skov:* Løvskov, nåleskov inklusive de småbiotoper, der findes i skovene, herunder lysninger, mindre vandhuller mv.
- *Åben natur:* Arealer i det åbne land, hvor der ikke er landbrugsmæssig drift eller kun meget ekstensivt drevet landbrug. Denne kategori inkluderer hede, mose, overdrev, enge, kystområder, mindre søer og vandløb
- *Agerland:* Arealer i landbrugsmæssig drift inklusive græsningsarealer i omdrift og tilknyttede småbiotoper som f.eks. hegn og mindre vandhuller
- *By*: Restgruppe som også omfatter infrastruktur mv.

Yderligere beskrivelse og dokumentation af data kan findes i Petersen mfl. (2012), som er tilgængelig via www.dors.dk.

186 truede arter

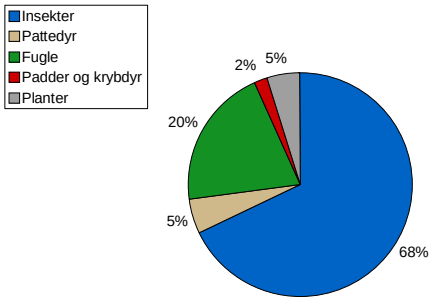
Af de 899 arter regnes de 186 for truede. De truede arter vurderes at udgøre omkring 3 pct. af samtlige truede danske arter.[29] Overordnet set fordeler de truede arter sig nogenlunde på samme måde over artsgrupper som alle arterne, jf. figur II.6. Hovedparten af de kortlagte arter er insekter og fugle.

Flere arter nyder godt af indsatsen

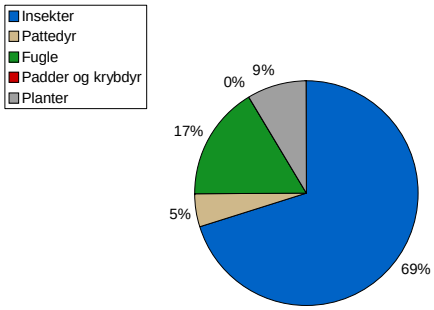
Analysen identificerer et netværk af delområder, som dækker hver af de 899 kortlagte arter i mindst tre delområder. Et delområde er arealet af enten skov, åben natur eller agerland i et givet kvadrat på 10×10 km^2. For hovedparten af alle danske arter er den geografiske udbredelse ikke kortlagt. Der vil imidlertid være mange af de ikke kortlagte arter, der lever i netværket af delområder, som dækker de 899 kortlagte arter i mindst tre delområder. Det vil derfor være langt flere end de 899 arter, som vil nyde godt af indsatser i de udvalgte delområder. Det er dog i sagens natur ikke muligt at opgøre, hvor mange yderligere arter som vil blive beskyttet af indsatserne.

29) De 186 truede arter i datasættet udgør godt 20 pct. af alle de 899 arter. I rødlisten er foretaget en vurdering af tilstanden for ca. 8.000 arter, jf. afsnit II.2. Af disse er også ca. 20 pct. truede. Andelen af truede arter i de her anvendte data stemmer således overens med andelen af truede arter på rødlisten.

Figur II.6a *Alle analyserede arter fordelt på artsgrupper*



Figur II.6b *Truede analyserede arter fordelt på artsgrupper*



Anm.: Der er ingen truede padder og krybdyr i datasættet. Derfor indgår denne artsgruppe ikke i figuren over truede arter.

Kilde: Petersen mfl. (2012) og egne beregninger.

Flest arter i skov og åben natur

De fleste af arterne i datasættet findes i skov og åben natur, mens der findes relativt få arter i agerlandet, især når det tages i betragtning, at agerlandet arealmæssigt er langt større end arealet af de andre naturtyper, jf. tabel II.10.[30] Landbrugsdriften i agerlandet ensretter grundlæggende naturen, så der er mindre heterogenitet og dermed begrænset grundlag for mange forskellige arter.

Specialister og generalister

Nogle arter lever kun i en enkelt naturtype, mens andre arter kan leve i flere forskellige naturtyper. Arter, der kun lever i en enkelt naturtype, betegnes her som *specialister*, mens arter, som kan leve i forskellige naturtyper, betegnes som *generalister*.[31] Over halvdelen af alle arterne i datasættet er specialister. Af de truede arter er næsten tre fjerdedele

30) Fordelingen af alle de ca. 32.000 danske arter på naturtyper kendes ikke. Det vurderes imidlertid på basis af fordelingen på naturtyper for de ca. 8.000 arter på rødlisten, at skovarter er underrepræsenteret i de anvendte data, mens arter i åben natur er overrepræsenterede, jf. Petersen mfl. (2012).

31) En mere korrekt biologisk betegnelse for "specialister" og "generalister" er henholdsvis "obligate" og "ikke-obligate" arter. I biologisk sammenhæng bruges betegnelsen "specialister" om arter, der er mere specialiserede mht. levested, end den her anvendte opdeling i naturtyper.

specialister. Stort set alle specialister lever i enten skov eller åben natur. Til sammenligning er der seks arter af specialister i byområder, mens der kun er en enkelt af arterne i agerlandet, som er specialist.[32]

Nødvendigt med indsatser i skove og åben natur

Fordelingen af specialister på forskellige naturtyper har stor betydning for udvælgelsen af de naturtyper, som skal indgå i netværket. Arter, som kun lever i skov eller kun i åbne naturområder, skal nødvendigvis beskyttes i henholdsvis skove og åbne naturområder. Modsat kan arter, som f.eks. kan leve i både agerland og åben natur, enten blive beskyttet på agerlandet eller i åben natur. De mange specialister i skove og åben natur tilsiger derfor, at der under alle omstændigheder skal gennemføres flest indsatser i skov og åben natur.

32) De arter, som kun lever i byområder, omfatter bl.a. fugle, som er blevet tilpasset livet i byerne, f.eks. gråspurv og tyrkerdue. Den eneste art (i datasættet), der kun lever i agerlandet, er en natsværmer (pileborer), som er relativt ny i Danmark.

Tabel II.10 Arealer og arter fordelt på naturtyper

	Areal	Alle arter	Heraf specialister	Truede arter	Heraf specialister
	- 1.000 ha -	---------- Antal arter ----------			
Skov	500	503	186	81	39
Åben natur	390	650	272	139	95
Agerland	3.065	240	1	15	0
By	307	177	6	17	1
Samlet [a)]	4.262	899	465	186	135

a) Da mange arter findes i flere arealtyper, er det samlede antal arter ikke lig med summen af arter i hver arealtype.

Anm.: Det samlede areal er lidt mindre end Danmarks samlede areal, da søer mv. ikke indgår.

Kilde: Petersen mfl. (2012).

Udpegning af netværk af delområder

I det følgende præsenteres resultater fra tre delanalyser. Fælles for disse analyser er, at de finder et netværk af delområder, hvor arterne er repræsenteret i mindst tre delområder. Udpegningen tager udgangspunkt i den eksisterende udbredelse af arterne. I alle analyserne dækker udpegningen kun de relevante delområder i hvert 10×10 km^2 kvadrat, hvor et delområde er defineret som arealet af hver naturtype i et kvadrat (dvs. enten skov, åbent naturområde eller agerland). De tre delanalyser foretager følgende:

- Minimering af *areal* af delområder så *alle arter* er repræsenteret (i mindst tre delområder)
- Minimering af *omkostning* ved en sikring af levevilkårene for *alle arter* (i mindst tre delområder)
- Minimering af *omkostning* ved en sikring af levevilkårene for *truede arter* (i mindst tre delområder)

Minimering af areal

Den første analyse fokuserer alene på at udpege et netværk af delområder, hvor alle arter er repræsenteret, men uden at inddrage konkrete indsatser i disse delområder. Kriteriet for

udvælgelsen er, at det samlede areal af de relevante naturområder bliver mindst muligt.[33]

Minimering af omkostninger ved indsatser

I de to andre analyser udpeges netværket ved at minimere omkostningerne ved de indsatser, som vurderes nødvendige for at sikre arterne. Denne analyse gennemføres for henholdsvis alle arter og for de truede arter alene.[34] Den konkrete udpegning kan således afhænge af omkostningen ved de indsatser, som vurderes nødvendige i de forskellige naturtyper. Dette beskrives i forbindelse med de relevante omkostningsbaserede analyser i det følgende underafsnit. Først præsenteres imidlertid den rene arealbaserede analyse, som giver en basal indsigt i udpegningsanalysens karakter.

Mange ikke-fleksible områder

Der er mange arter, som kun findes i et, to eller tre delområder. Givet målsætningen om at netværket så vidt muligt skal omfatte alle arter mindst tre gange, skal de delområder, hvor disse relativt sjældne arter lever, således udpeges. Det vil sige, at der er en række ikke-fleksible delområder.

Arealkriterium for bevarelse af arter

For at opgøre areal og i sidste ende omkostningerne ved indsatserne er det nødvendigt at lave antagelser om, hvor stort et areal der skal udpeges – eller gøres til genstand for tiltag i omkostningsanalysen – for, at arterne i delområdet anses for beskyttede. Det er antaget, at hele arealet af en given naturtype i et udpeget kvadrat medtages, dog maksimalt 3.000 ha, svarende til 30 pct. af arealet i et 10×10 km^2

33) Bemærk, at minimering af areal af delområder ikke er det samme som at minimere antallet af udpegede kvadrater, da hvert af disse kvadrater er underopdelt i delområder bestående af arealet af henholdsvis skov, åben natur og agerland, jf. boks II.8. Delområderne er i sagens natur af forskellig størrelse.

34) I princippet er alle tre analyser en form for omkostningsminimering til at nå en given målsætning. Der anvendes dog to forskellige "prisvektorer", hvor den ene er målt i areal (km^2) og den anden i omkostning (kr.).

kvadrat. En lignende antagelse er benyttet i flere tidligere analyser.[35]

126.000 ha skov og åben natur

Resultater baseret på minimering af areal viser, at der i alt skal udpeges ca. 126.000 ha fordelt på skov og åben natur, jf. tabel II.11. De 126.000 ha svarer til 3 pct. af Danmarks samlede areal. Der er fundet to lidt forskellige løsninger. I det ene tilfælde (netværk A) udpeges 47.000 ha skov og 79.000 ha åben natur. Dette svarer til henholdsvis 9 og 20 pct. af det samlede areal af disse naturtyper i Danmark. I det andet tilfælde (netværk B) udpeges 36.000 ha skov og 91.000 ha åben natur, dvs. relativt mindre skov end i netværk A. I alt bliver der udpeget henholdsvis 198 og 194 forskellige delområder i netværk A og B (som dog stort set dækker over det samme areal). En beskrivelse af beregningsgangen bag de to løsninger kan findes i boks II.9.

Ikke behov for at beskytte levesteder i agerlandet

Det bemærkes endvidere**,** at det ikke i nogen af netværkene er nødvendigt at udpege delområder i agerlandet, da alle generalisterne i agerlandet bliver omfattet tre gange i de udpegede delområder i skov og åben natur. Den ene specialist i agerlandet antages her dækket af anden indsats.

35) Analysen udpeger et overordnet netværk af områder, men det vil kræve en mere detaljeret analyse af disse områder (og eventuelle alternative områder, når der er fleksibilitet mellem områder), før man kan fastlægge, hvor indsatsen præcist skal iværksættes. De udpegede delområder vil ikke sikre beskyttelse af de seks specialistarter i byområder eller den ene specialistart i agerlandet, da det ikke giver mening at analysere generelle indsatser ud fra kun en enkelt eller få specifikke arter.

Boks II.9 Beregningstilgang i forhold til de to løsninger

De to forskellige netværk (A og B) beskrevet i tabel II.11 er fundet ved to tilgange til at finde det nødvendige areal. Fælles for disse er, at det er nødvendigt at bruge to beregningstrin til at finde netværket af delområder, som opfylder kriteriet om, at alle arter så vidt muligt skal være dækket i mindst tre områder. Udgangspunktet for disse to trin har været, at der er en række specialister i henholdsvis skov og åben natur, som skal beskyttes i deres respektive naturtyper.

I *første trin* findes derfor et delnetværk af områder, som sikrer alle skovspecialisterne i mindst tre skovområder, og et andet delnetværk, som sikrer alle specialisterne i åben natur i mindst tre områder. Disse to delnetværk giver i realiteten også beskyttelse til de fleste generalister – herunder generalisterne i agerland, da de fleste af generalisterne findes i de samme områder som specialisterne. Disse generalister kan siges at komme "automatisk" med. Det er kun ca. 2 pct. af alle de betragtede arter, som ikke bliver omfattet af de to delnetværk. Disse 2 pct. kan så dækkes ved udpegning af yderligere områder med skov eller åben natur.

I *andet trin* undersøges, hvordan de resterende 2 pct. kan beskyttes. Der ses her på to muligheder, som er repræsenteret ved netværk A og B i tabel II.11. I det ene tilfælde (netværk A) søges det i første omgang at beskytte flest muligt af de resterende arter i skov og derefter de sidste få arter i åben natur (fire arter findes ikke i skov). I det andet tilfælde (netværk B) søges det i første omgang at beskytte flest muligt af de resterende arter i åben natur og derefter de sidste få arter i skov (to arter findes ikke i åben natur).

Summen af de to delnetværk i første trin og de supplerende netværk for de sidste 2 pct. af arterne i andet trin (A eller B) er de netværk, der er præsenteret i tabel II.11. De to netværk i tabellen kan således siges at repræsentere yderpunkter for valg af områder for de resterende arter, hvor det ene yderpunkt er "flest mulige arter i skov", mens det andet er "flest mulige arter i åben natur". Yderligere beskrivelse af metoder og løsningsalgoritmer findes i Petersen mfl. (2012).

Tabel II.11 Områder udvalgt ved arealminimering, alle arter

Naturtype	Areal	Andel af naturtypen	Udpegede delområder
	1.000 ha	Pct.	Antal
Netværk A			
Skov	47	9	85
Åben natur	79	20	113
I alt	126		198
Netværk B			
Skov	36	7	65
Åben natur	91	23	129
I alt	127		194

Anm.: Tabellen viser to løsninger, som minimerer arealet af det netværk af delområder, som opfylder betingelsen om, at mindst tre lokaliteter med levesteder for hver art skal indgå i netværket.

Kilde: Petersen mfl. (2012) og egne beregninger.

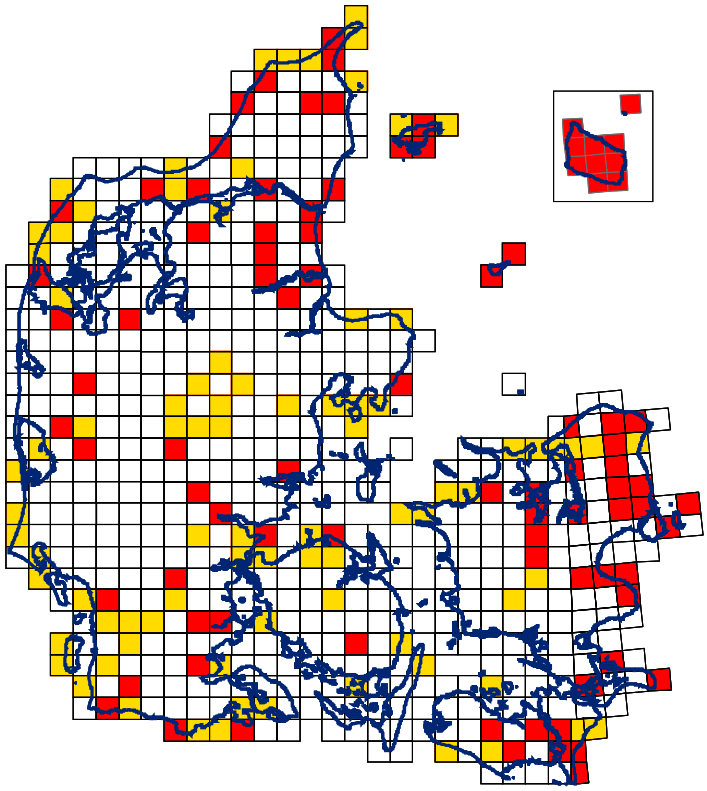
Områder i hele Danmark

En geografisk opgørelse for netværk A viser, at der indgår delområder i alle dele af Danmark, men at der er relativt mange delområder på Bornholm, Læsø, Lolland-Falster og Nordsjælland, jf. figur II.7. Endvidere er der mange delområder med kyststrækninger.

Mange ikke-fleksible områder

Det fremgår, at der er mange af de udpegede delområder, som er ikke-fleksible og med de givne kriterier *skal* indgå i netværket. De ikke-fleksible delområder udgør næsten halvdelen af alle delområderne, dvs. at valget af delområder i stor udstrækning bestemmes af de arter, som kun lever få steder i Danmark. Overordnet set er der således begrænset fleksibilitet mellem delområderne. Som diskuteret i afsnit II.5 giver begrænset fleksibilitet mindre spillerum til at anvende fleksible økonomiske instrumenter som auktioner og subsidier.

Figur II.7 Netværk ved arealminimering, alle arter



Anm.: De *røde* felter angiver ikke-fleksible delområder, hvori der skal udpeges enten skov, åben natur eller begge. De *gule* felter er fleksible delområder, som kan erstattes af andre delområder (men på bekostning af et større samlet areal). Hele 10×10 km^2-kvadratet er farvelagt, selvom det typisk kun er et delområde i kvadratet (f.eks. skoven), som er udpeget. Kortet viser resultatet for den løsning, hvor der udpeges relativt meget skov, dvs. netværk A i tabel II.11.

Kilde: Petersen mfl. (2012) og egne beregninger.

Omkostninger ved indsatser i skov og åben natur

Ovenstående analyse så kun på areal, som omfattede levesteder for alle arterne. I det følgende ses på hvilke specifikke indsatser, som vurderes nødvendige for at sikre alle arterne i skov og åben natur. Indsatserne er baseret på generel viden om arternes levevis og de væsentligste trusler

mod arterne i disse to naturtyper. Omkostningerne ved de forskellige indsatser i de forskellige delområder inddrages, og herefter foretages nye analyser, som udpeger delområder med henblik på at minimere omkostningerne ved indsatserne.

Urørt skov

For skov indebærer indsatsen en omlægning til urørt skov i de udpegede delområder. Ved urørt skov er der ikke nogen form for skovdrift. Derved kommer der flere ældre træer, mere dødt ved og flere våde områder samt naturlige lysninger. Den samfundsøkonomiske omkostning ved dette består af tabt indtjening i skovbruget, jf. boks II.10.

Pleje, mere åben natur og kvælstofbufferzoner

For åben natur består indsatsen i plejeforanstaltninger som afgræsning eller slåning for at undgå tilgroning i de udpegede delområder. Samtidig reduceres belastningen med næringsstoffer ved at indføre kvælstofbufferzoner omkring de åbne naturarealer, hvor det ikke længere er muligt at have husdyrproduktion. Endelig forøges de nuværende åbne naturarealer ved at inddrage nærliggende landbrugsjord. Den samfundsøkonomiske omkostning består her dels af de direkte udgifter til pleje og dels af reduceret indtjening i landbruget.

Tiltag for arter i åben natur berører landbruget

Det bemærkes, at indsatserne rettet mod at forbedre levestederne for arterne i åbne naturområder også omfatter tiltag i agerlandet, dvs. tiltag som berører landbruget. Det skal understreges, at disse afledte tiltag i agerlandet ikke sigter mod at forbedre levevilkårene for arter, der lever i agerlandet. Som nævnt er der relativt få arter i agerlandet, og disse arter vil blive beskyttet ved at forbedre levevilkår i skov eller åben natur.

Boks II.10 Indsatser og deres samfundsøkonomiske omkostninger

Indsatser
Indsatsen i et givet udpeget delområde er begrænset til maksimalt at omfatte 3.000 ha, svarende til 30 pct. af arealet i et 10×10 km^2-kvadrat.

Skov: Der laves forskellige indsatser i løvskov og nåleskov (alene nåleskov beliggende i tilknytning til løvskov):

- Løvskoven omlægges til urørt skov, hvor der ikke er nogen skovdrift
- Dele af nåleskoven ryddes (maksimalt 20 pct. af det udlagte areal til urørt skov) med henblik på at skabe lysåbne arealer i skovene

Åben natur: Der er tre delindsatser for den åbne natur:

- Udbredelse af plejetiltag i form af slåning, græsning eller afbrænding for at undgå tilgroning
- De udpegede arealer med åben natur fordobles (hvor det er muligt) ved at inddrage jord fra tilstødende landbrugsejendomme
- For at begrænse kvælstofbelastningen af de åbne naturtyper indføres kvælstofbufferzoner på 250 meter op til de udvalgte åbne naturarealer. Inden for denne zone må der ikke være husdyrproduktion i staldanlæg mv., men der må gerne være f.eks. græsning. Kvælstofbufferzonerne vil reducere den lokale kvælstofbelastning, men der er stadig en væsentlig påvirkning fra andre nationale og især internationale kilder.

Samfundsøkonomiske omkostninger ved indsatser
Overordnet set består de samfundsøkonomiske omkostninger af direkte omkostninger til en aktivitet (plejetiltag) og af produktions-indtægtstab i enten landbruget eller skovbruget, da tiltagene begrænser de to erhvervs muligheder for at vælge den privatøkonomisk optimale drift.

Omkostningerne er opgjort som årlig omkostning pr. ha. i 2010-priser. Hovedparten af omkostningerne er opgjort på kommuneniveau, dvs. omkostningen afhænger af, hvor indsatsen foretages geografisk. Denne forskel afspejler geografiske forskelle i driftsvilkår. Den samfundsøkonomiske omkostning pr. ha er gengivet i tabel A. Her er angivet landsgennemsnit for alle tiltag. Endvidere vises den gennemsnitlige omkostning i de landsdele, der har de laveste og højeste omkostninger pr. ha. ved det givne tiltag (for tiltag hvor det har været muligt at opgøre omkostningen på kommuneniveau).

Omkostningen ved udlægning af løvskov til urørt tilstand består af tabet af fremtidig indtjening fra driften af skoven. Kapitaltabet af de stående træer udgør størstedelen. Omkostningen ved rydning af nåleskoven er væsentlig mindre end for

løvskov, da de fældede nåletræer kan sælges. Der er dog stadig en omkostning, da rydningen af nåleskoven (som antages at ske her og nu) ikke sker på det driftsøkonomisk mest rentable tidspunkt.

Tabel A Samfundsøkonomisk omkostning ved indsatserne

	Hele landet	**Billigste landsdel**	**Dyreste landsdel**
	----------	Kr. pr. ha pr. år	----------
Skov			
Løvskov til urørt skov	2.800	2.500	3.100
Rydning af nåleskov	1.000	200	2.000
Åben natur			
Naturpleje	2.200	•	•
Øget areal (tab af landbrugsjord)	5.200	4.600	7.000
Kvælstofbufferzone	1.100	•	•

Omkostningen ved at inddrage landbrugsjord til åben natur er baseret på en opgørelse af jordpriser for landbrugsjord, som afspejler den forventede fremtidige gevinst ved landbrugsjorden. I første omgang er jordprisen opgjort ved at fraregne værdien af bygninger fra de observerede ejendomspriser. De beregnede jordpriser er herefter søgt korrigeret for en række forhold for bedre at afspejle den samfundsøkonomiske værdi. Det er således søgt at korrigere for betydningen af omlægningen af EU's landbrugspolitik fra produktions- til hektarstøtte (som har hævet jordpriserne) og for ejendomsskatter, som reducerer markedspriserne i forhold til den samfundsøkonomiske værdi. Endvidere er der søgt korrigeret for den ekstraordinære prisudvikling (prisboble) på landbrugsejendomme. Omkostningen ved kvælstofbufferzoner er beregnet som tabet af bygningskapital, dvs. staldanlæg mv., idet det antages, at indsatsen ikke påvirker muligheden for husdyrproduktion i Danmark samlet set. De korrigerede jordpriser, omkostningen ved indsatser i skov og kvælstofbufferzoner er omregnet til en årlig omkostning ved brug af en rente på 3 pct.

Beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige specifikke tiltag er beskrevet nærmere i dokumentationsnotat, som er tilgængelig via www.dors.dk.

Nogle indsatser er gennemført

En række af de udpegede områder er omfattet af forskellige former for regulering, der i visse tilfælde indebærer, at dele af de betragtede indsatser allerede gennemføres i dag. Dette trækker i retning af, at den ekstra samfundsøkonomiske omkostning ved at beskytte de analyserede arter er mindre end det, der fremgår nedenfor. Dette vil blive diskuteret i afsnit II.8.

Ekspert-vurderinger af indsatser

Der er overordnet en god forståelse af hvilke faktorer, der påvirker arternes levesteder negativt, jf. f.eks. Ejrnæs mfl. (2011). Der findes dog ikke information, som gør det muligt præcist at bestemme den nødvendige indsats for hver af de mange arter, der indgår i analysen. For at fastlægge den nødvendige indsats, er der derfor for alle de truede arter i datasættet indhentet ekspertvurderinger af hvilke tiltag, der er nødvendige for at sikre disse arter, jf. boks II.11.

Indsatser sikrer de fleste af de truede arter

Ifølge ekspertvurderingerne vil ca. 80 pct. af de truede arter i skove og åbne naturarealer blive sikret ved den beskrevne indsats. De resterende arter er fordelt mellem en gruppe af arter, der ikke har behov for nogen indsats, og en anden gruppe, der har behov for andre tiltag for at blive sikret.

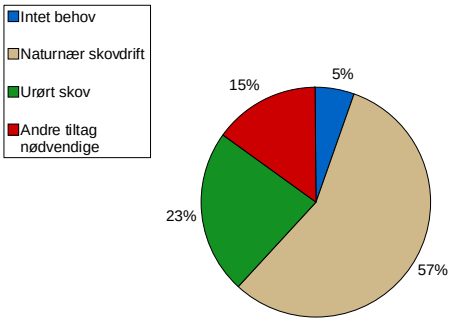
Boks II.11 Indsatsbehov for de truede arter

For at få en mere konkret viden om hvilken indsats, der er nødvendig for at sikre de forskellige truede arter, er der indhentet ekspertvurderinger fra personer med særligt kendskab til de forskellige artsgrupper, som indgår i analysen. Disse eksperter blev spurgt om, "hvilke af en række tiltag, der ville gøre en forskel med henblik på at sikre den enkelte lokale bestand af en specifik art indenfor de næste årtier". Eksperterne havde mulighed for at vælge mellem forskellige, gradvist mere vidtgående indsatser, at angive at arten intet behov havde for yderligere indsats, eller at arten havde behov for en anden indsats end de specificerede. Svarene for skov og åben natur er gengivet nedenfor.

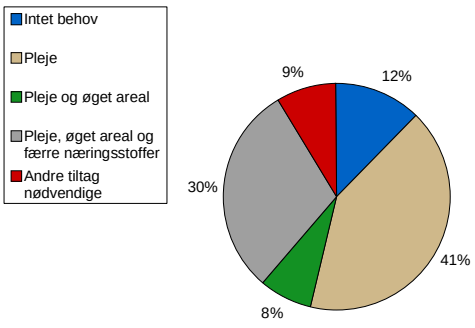
Skov: Svarene for de 79 truede skovarter viser, at 5 pct. af de truede arter ikke vurderes at have behov for nogen indsats, mens 15 pct. har behov for andre tiltag end de angivne, jf. figur A. Det betyder, at 80 procent af arterne vurderes at blive sikret af de skovtiltag, der er beskrevet i boks II.10.[a)] Mange af arterne vil dog kunne nøjes med naturnær skovdrift, dvs. et mindre vidtgående indgreb end urørt skov.

Åben natur: For åben natur er der 139 truede arter. Af dem har 12 pct. ikke behov for en indsats, mens 9 pct. har behov for andre tiltag end de angivne, jf. figur B. I alt 79 pct. af de truede arter i åben natur vurderes at blive sikret ved indsatsen, hvor der både indgår pleje, udvidelse af de eksisterende åbne naturarealer og reduktion i mængden af næringsstoffer gennem bufferzoner.

Figur A Indsats i skov



Figur B Indsats i åben natur



Anm: Figuren viser den andel af de truede arter, der vurderes at blive beskyttet af de nævnte tiltag, idet tiltagene er ordnet, så de er gradvist mere vidtgående. For eksempel vil 41 pct. af arterne i åben natur blive beskyttet ved plejeindsats, mens 41+8 = 49 pct. vil blive beskyttet ved pleje og øget areal. Endelig vil 41+8+30 = 79 pct. blive beskyttet ved pleje, øget areal og reduktion i næringsstoffer.

fortsættes

Boks II.11 Indsatsbehov for de truede arter, fortsat

Ekspertvurderingerne er kun indhentet for truede arter. I analysen for alle arter antages, at samme specifikke indsatser er nødvendige som for de truede arter. Yderligere beskrivelse og dokumentation findes i Petersen mfl. (2012).

a) Efter indsamling af ekspertvurderingerne blev det besluttet at modificere indsatsen i skov, så der ud over urørt løvskov også indgår rydning af nåleskov med henblik på at skabe områder med lys-åben natur inde i skovene. Det forventes, at dette vil mindske andelen af truede skovarter, hvor "andre tiltag vurderes nødvendige".

Netværk baseret på minimering af omkostninger

I det følgende beskrives netværk af delområder med dertil hørende indsatser udpeget med henblik på minimering af omkostningerne ved indsatserne. Først beskrives resultater baseret på alle arter og derefter resultater baseret kun på de truede arter.

0,8 mia. kr. pr. år og 126.000 ha

De samfundsøkonomiske omkostninger ved indsatser, som sikrer en forbedring af levevilkårene for alle 899 arter mindst tre forskellige steder, vurderes at være på godt 0,8 mia. kr. pr. år. Indsatserne skal rettes mod at forbedre levevilkårene i et netværk af områder, som i alt svarer til 126.000 ha eksisterende natur, jf. tabel II.12.

Vigtigt at beregne omkostninger ved tiltag

Det netværk af områder, som giver den samfundsøkonomisk billigste løsning, er sammenfaldende med netværk A i tabel II.11, dvs. den løsning, der minimerede det krævede areal med størst fokus på skov. Hvis netværk B (der har relativt større vægt på åben natur) var udvalgt, ville den samfunds-økonomiske omkostning blive forøget med ca. 140 mio. kr. pr. år. Dette afspejler grundlæggende, at indsatserne i sko-ven er billigere pr. ha. end i åben natur, jf. boks II.10. Dette viser, at det er vigtigt at inddrage omkostninger i stedet for blot at fokusere på, hvor meget areal der skal inddrages i indsatsen.

Bufferzoner udgør stor del af areal

Selvom indsatserne skal rettes mod at forbedre levevilkåre-ne i 126.000 ha skov og åben natur, vil indsatserne få be-tydning for aktiviteterne på et langt større areal. Således vil

der være indsatser, der i alt berører 372.000 ha., jf. tabel II.12. Det større berørte areal skyldes, at indsatserne i åben natur har betydning for omkringliggende landbrug. Således indebærer den beskrevne indsats, at de eksisterende åbne naturarealer forøges med i alt 44.000 ha ved ophør af egentlig landbrugsdrift, svarende til godt 1 pct. af det samlede landbrugsareal eller en forøgelse på 11 pct. af de nuværende åbne naturarealer. Herudover indebærer oprettelsen af kvælstofbufferzoner, som er beliggende omkring de udvalgte åbne naturarealer, at der lægges begrænsninger på brugen af 202.000 ha agerland.

Tabel II.12 Områder udvalgt ved omkostningsminimering, alle arter

	Samfunds-økonomisk omkostning	**Areal**	**Andel af pågældende naturtype**	**Udpegede delom-råder**
	Mio. kr. pr. år	1.000 ha	-- Pct. --	Antal
Indsatser i eksisterende naturområder				
Urørt løvskov	104	39	21	85[a)]
Rydning af nåleskov	12	8	2	
Pleje af eksisterende åben natur	174	79	20	113
I alt (indsatsen i eksisterende natur)	290	126		198
Indsatser i agerland (for bedre levevilkår i åben natur)				
Ny åben natur med pleje (ophør af landbrugsdrift)	326	44	1[b)]	
Kvælstof-bufferzone (land-brugsdrift med begrænsning)	228	202	7[b)]	
I alt (indsatser i agerland)	554	246		
I alt	**844**	**372**		

a) Både løvskov og nåleskov.

b) Dette er andelen af agerland.

Anm.: Et udpeget delområde er defineret ved arealet af en given naturtype i et kvadrat. Dvs. at et delområde i virkeligheden godt kan bestå af flere mindre områder af en given naturtype inden for hvert kvadrat.

Kilde: Petersen mfl. (2012) og egne beregninger.

Relativt mindre omkostning ved at beskytte skov

Den samfundsøkonomiske omkostning er langt lavere for indsatser i skov end i åben natur. Således er den samfundsøkonomiske omkostning opgjort til i alt 116 mio. kr. pr. år for skovtiltagene, mens den samfundsøkonomiske omkostning ved tiltagene i forbindelse med åben natur er opgjort til 728 mio. kr. pr. år. (inklusive omkostningen ved kvælstof-bufferzonen og udtagning af landbrugsjord til ny åben natur). Omkostningerne afhænger naturligvis af, hvor omfattende indsatserne i henholdsvis skov og åben natur er

definerede. Det vurderes, at de for skov definerede tiltag er mindst lige så effektive i henseende til at beskytte de involverede arter, som tiltagene for åben natur er. [36]

Mange arter beskyttes i skoven i forhold til omkostningen

Set i forhold til fordelingen af de samfundsøkonomiske omkostninger er der en relativ høj andel af arterne, som bliver beskyttet i skov sammenlignet med åben natur. Ses isoleret på indsatserne i de udpegede skovområder, omfatter disse 54 pct. af alle arterne i analysen. Omkostningerne ved indsatserne i skov er opgjort til 116 mio. kr. pr. år. Til sammenligning dækker indsatserne i de åbne naturområder 70 pct. af alle arterne (nogle arter beskyttes i både skov og natur), men denne indsats koster 728 mio. kr. pr. år. Hvis det kun er muligt at gennemføre en del af indsatserne – dvs. grundlæggende at opgive målsætningen om at standse tilbagegangen i biodiversiteten – tilsiger dette, at indsatser i skoven bør prioriteres højst.

Langsigtet indsats for alle arter

Grundlæggende lægger målsætningen om at standse tilbagegangen i biodiversiteten op til, at der skal sikres rimelige levevilkår for alle arter – truede såvel som ikke-truede. Derved sikres, at de arter, der ikke er truet i dag, ikke senere ender som truede. Analysen baseret på alle arter kan således tolkes i retning af at beskrive de tiltag, der er nødvendige i forhold til en langsigtet og mere forebyggende indsats.

Ambulancetjeneste for de truede arter

Det er dog også relevant at gennemføre analysen kun for de truede arter, da dette afspejler, hvilke tiltag der er påkrævet her og nu. En sådan analyse kan i højere grad tolkes i retning af, hvad der er nødvendigt på kort sigt, dvs. den har i højere grad karakter af ambulancetjeneste.

0,7 mia. kr. for indsats alene rettet mod truede arter

Den samfundsøkonomiske omkostning ved en indsats rettet alene mod at beskytte de truede arter vurderes at være på 720 mio. kr. pr. år, og indsatserne berører i alt 312.000 ha,

36) Sammenligning af omkostningseffektivitet mellem indsatser i skov og indsatser i åben natur forudsætter, at indsatserne er lige effektive i forhold til at sikre levestederne og dermed arterne i henholdsvis skov og åben natur. Som beskrevet tidligere er der ikke viden, som gør det muligt præcist at fastlægge effekten af indsatser for de enkelte arter. Det vurderes dog, at den valgte indsats i de udvalgte skovområder giver mindst lige så effektiv en beskyttelse af arterne, som tiltagene i åben natur. Om noget er skovtiltagene ligefrem mere effektive, jf. Petersen mfl. (2012).

jf. tabel II.13. Dette svarer til ca. 85 pct. af omkostningen (og de udpegede områder) ved indsatsen, som omfatter alle arter. Der er således en relativt lille forskel mellem indsatsen for at sikre alle 899 arter og indsatsen, som udelukkende er rettet mod at sikre de 186 truede arter.

De fleste ikke-truede arter beskyttes også

Umiddelbart peger dette i retning af, at det er relativt billigt at gå fra en indsats rettet alene mod de truede arter til en indsats rettet mod alle arter. Der er imidlertid mange af de ikke-truede arter, som også bliver beskyttet ved indsatsen rettet primært mod de truede arter. Konkret er det således kun 39 af arterne, svarende til 4 pct., som ikke bliver beskyttet mindst tre steder af den indsats, som er rettet mod primært at beskytte de truede arter. Dette lave tal afspejler, at de ikke-truede arter generelt er mere udbredte og derfor også findes i de delområder, hvor de truede arter lever.

Relativt dyrt at beskytte de sidste arter

Med en stigning i omkostning og indsats på godt 15 pct. for at dække de sidste 4 pct. af arterne kan det betragtes som relativt dyrt at dække de sidste arter.

Tabel II.13 Områder udvalgt ved omkostningsminimering, truede arter

	Samfunds-økonomisk omkostning	**Areal**	**Andel af pågældende naturtype**	**Udpege-de de-lom-råder**
	Mio. kr. pr. år	1.000 ha	Pct.	Antal
Indsatser i eksisterende naturområder				
Urørt løvskov	89	32	18	65[a)]
Rydning af nåleskov	10	6	2	
Pleje af eksisterende åben natur	154	70	18	94
I alt (indsatser i eksisterende natur)	253	108		159
Indsatser i agerland (for bedre levevilkår i åben natur)				
Ny åben natur med pleje (ophør af landbrugsdrift)	280	38	1[b)]	
Kvælstof-bufferzone (land-brugsdrift med begrænsning)	187	166	5[b)]	
I alt (indsatsen i agerland)	467	204		
I alt	**720**	**312**		

a) Både løvskov og nåleskov.

b) Dette er andelen af agerland.

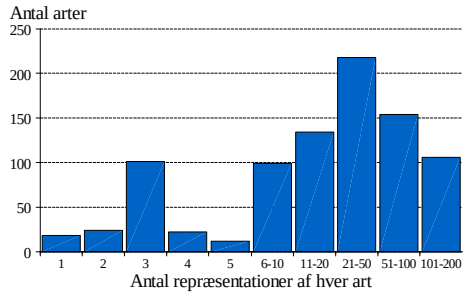
Anm.: Jf. tabel II.12.

Kilde: Petersen mfl. (2012) og egne beregninger.

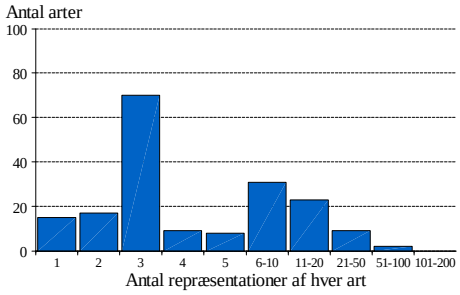
De fleste arter beskyttes i mere end tre områder

Det grundlæggende kriterium for udpegningen af netværket af delområder er som nævnt, at alle (eller kun de truede) arter får sikret deres levesteder i mindst tre delområder. Mange arter får dog sikret deres levesteder i langt flere delområder. Dette er de relativt udbredte arter, som ofte kommer "automatisk" med, når der udpeges (ikke-fleksible) delområder for de arter, som kun findes i få delområder. Eksempelvis er der ca. 80 pct. af alle arterne, som får sikret deres levesteder i mindst seks forskellige delområder, jf. figur II.8a. Også mange af de truede arter bliver beskyttet mere end tre gange, men ikke i lige så udtalt grad som for alle arter, jf. figur II.8b.

Figur II.8a Antal repræsentationer, alle arter



Figur II.8b Antal repræsentationer, truede arter



Anm.: Figur II.8a er baseret på analysen, som minimerer omkostninger for alle arter, mens figur II.8b er baseret på analysen, som sigter mod at beskytte truede arter. For sidstnævnte vises alene antal repræsentationer for truede arter (bemærk at der er anvendt forskellige skalaer i de to figurer).

Kilde: Petersen mfl. (2012) og egne beregninger.

Diskussion af resultater og følsomhedsanalyser

Ovenstående analyser præsenterer det centrale skøn for den indsats, der er nødvendig for at beskytte de arter, der er repræsenteret i data. I det følgende diskuteres tolkningen af disse resultater, og der præsenteres resultater givet alternative antagelser.

Ikke medtagne effekter

Nogle af de analyserede indsatser er i et vist omfang allerede gennemført. For eksempel er en mindre del af skovene allerede udlagt som urørte, og en del af de åbne naturområder er omfattet af ordninger, som indebærer en aktiv plejeindsats. Dette vil trække i retning af, at den samfundsøkonomiske omkostning ved at beskytte de 899 arter er mindre end angivet. Samtidig kan der være samfundsøkonomiske gevinster – ud over gevinsten på biodiversitet – ved nogle af indsatserne. Dette vil ligeledes tendere til, at den samfundsøkonomiske nettoomkostning ved at beskytte de analyserede arter bliver lavere. En vurdering af betydningen af dette følger i afsnit II.8.

Følsomhed på omkostning, men uden effekten på beskyttelsen

I det følgende præsenteres resultater fra beregninger, som illustrerer ændringer i omkostningerne ved ændringer i indsatserne. Dette kan belyse, hvilke faktorer der har størst betydning for størrelsen af den samfundsøkonomiske omkostning. Resultaterne af disse følsomhedsanalyser skal dog tolkes med stor forsigtighed, da der alene fokuseres på omkostningerne, mens det ikke er muligt at beregne effekten på biodiversiteten, dvs. i hvor høj grad ændringen i indsatsniveau påvirker arternes overlevelse på langt sigt.

Omkostning ved ændring af skovtiltag

Skovtiltaget omfatter en øjeblikkelig omlægning af løvskov til urørt skov i de udpegede delområder og øjeblikkelig fældning af dele af nåleskoven. En lidt billigere indsats kunne bestå i, at man fik mulighed for at fælde og sælge en fjerdedel af løvtræerne, samt at rydningen af nåleskoven kan ske gradvist. Dette vurderes at mindske den samlede omkostning med ca. 36 mio. kr. pr. år, jf. tabel II.14. Dette svarer til 4 pct. af den samlede omkostning eller knap en tredjedel af de 116 mio. kr. ved indsatser i skov i grundscenariet. En anden og endnu mindre vidtgående indsats vil være at omlægge til naturnær skovdrift i stedet for urørt skov. Den samfundsøkonomiske omkostning ved naturnær skovdrift vurderes at være meget beskeden, og med en sådan indsats vil den samlede samfundsøkonomiske omkostning derfor reduceres med de 116 mio. kr. pr. år, som indsatserne i skov koster i grundscenariet. Det er dog langt fra alle skovarter, som vil blive beskyttet med naturnær skovdrift. Ændringer i indsatsniveauet i de udvalgte skovområder vil overordnet set kun have relativt lille effekt for de samlede samfundsøkonomiske omkostninger, da omkostningen ved indsats i skov kun udgør en mindre del af den samlede samfundsøkonomiske omkostning.

Tabel II.14 Samfundsøkonomiske omkostninger ved ændringer i indsatsniveau

	Samfunds-økonomisk omkostning	**Indeks (basis = 100)**
	Mio. kr. pr. år	
Omkostningsminimering, alle arter (hovedscenarie)	**844**	**100**
Lavere niveau for skovtiltag		
Urørt skov med ¼ hugst	807	96
Naturnær skovdrift	728	86
Lavere niveau for tiltag i det åbne land		
Ikke ny åben natur	518	61
Ingen kvælstofbufferzoner	616	73
Færre eller flere delområder[a)]		
Alle arter mindst i 1 delområde	260	31
Alle arter mindst i 5 delområder	1250	148
Lavere andel af arter (hver art i mindst 3 delområder)[a)]		
90 pct. af alle arter[b)]	670	83
80 pct. af alle arter[b)]	430	49
70 pct. af alle arter[b)]	270	32

a) Omkostninger for dækning af arterne i færre/flere delområder og lavere andel af arter er baseret på opregning af omkostningerne ved en lettere forsimplet model (der omfatter ca. 94 pct. af omkostningerne ved at beskytte alle arter tre gange), jf. Petersen mfl. (2012).

b) Opgjort her som 90 pct. (eller 80 pct. eller 70 pct.) af hhv. skovarter og arter i det åbne land (kun specialister).

Kilde: Petersen mfl. (2012) og dokumentationsnotat for beregning af samfundsøkonomiske omkostninger pr. ha ved alternative tiltagsniveauer (tilgængelig via www.dors.dk).

Udvidelsen af de åbne naturarealer har stor effekt på omkostning

Ændrede indsatsniveauer for tiltagene rettet mod åben natur vil have langt større betydning for den samfundsøkonomiske omkostning. Hvis f.eks. de udpegede åbne naturarealer ikke udvides, men i stedet alene forbedres ved udbredelse af plejeindsatser og kvælstofbufferzoner, så falder den samfundsøkonomiske omkostning til 518 mio. kr. pr. år svarende til 61 pct. af omkostningen i hovedscenariet.

Antal repræsentationer har stor effekt på omkostningen

Den grundlæggende præmis for de præsenterede beregninger er som nævnt, at hver art så vidt muligt skal være dækket mindst tre steder. Ændres antallet af repræsentationer, påvirker det naturligvis omkostningerne. Hvis udpegningen af områder eksempelvis begrænses til kun at sikre mindst ét levested for hver art, så falder omkostningen til kun ca. 31 pct. af omkostningen i hovedscenariet, hvor hver art beskyttes mindst tre steder. Hvis indsatsen omvendt udvides til, at alle arter så vidt muligt beskyttes mindst fem forskellige steder, vil omkostningen blive forøget med ca. 48 pct. Jævnfør tidligere vurderes det, at sikring af levevilkårene i kun et delområde er utilstrækkeligt til at sikre arterne på længere sigt. Sikring af levevilkårene i tre delområder skal således betragtes som et minimum.

De første arter billige – de sidste arter dyre

Udgangspunktet for analysen har været, at alle de betragtede arter skal beskyttes (mindst tre steder). Der er foretaget beregninger af de samfundsøkonomiske omkostninger, hvis det kun er en del af de betragtede arter, som skal beskyttes.[37] Der er en betragtelig reduktion i de samfundsøkonomiske omkostninger ved mindre reduktioner i andelen af beskyttede arter. Således halveres den samfundsøkonomiske omkostning, hvis det kun er 80 pct. af arterne, der ønskes beskyttet.

37) De angivne andele af alle arter er alene for de såkaldte specialister i henholdsvis skov og åben natur (ca. halvdelen af alle arter i analysen). Andelene skal derfor tolkes med en vis varsomhed, da det ikke er opgjort, om der er en helt tilsvarende reduktion i andelen af beskyttede arter, som kan leve i flere naturtyper (generalister).

Samlet set et underkantsskøn for omkostning og nødvendig indsats

Netværket af delområder i alle analyser er udpeget på baggrund af en mindre del af alle de danske arter. Der er imidlertid tusindvis af andre arter end de analyserede, som vil blive sikret af indsatserne. Det præcise antal kan dog ikke opgøres, og det kan ikke på baggrund af de foreliggende primære data afgøres, hvor meget indsatsen skal forøges for at sikre beskyttelse af alle danske arter. Endvidere indgår kun de landlevende arter i analysen, hvilket tilsiger, at der skal laves yderligere indsatser også for biodiversiteten i vandløb, søer og havområder. På den anden side er dele af de foreslåede indsatser allerede gennemført, og der er andre gevinster ved tiltagene end beskyttelse af biodiversiteten. Samlet set vurderes det, at analysen giver et underkantsskøn for de samlede omkostninger ved at beskytte alle arter i Danmark.

Sammenfatning

Kvantitativ analyse

I afsnittet er vist resultaterne af en analyse af omkostninger og nødvendige indsatser for at leve op til målsætningen om at standse tilbagegangen i biodiversiteten. Analysen er baseret på oplysninger om udbredelsen af arter og omkostningerne ved at beskytte deres levesteder.

0,8 mia. kr. pr. år

Analysen indikerer, at den samfundsøkonomiske omkostning ved at beskytte arterne vil være på godt 0,8 mia. kr. pr. år. Analysen er baseret på et udsnit af danske landlevende arter, og beløbet skal derfor ses som et underkantsskøn for den samlede omkostning ved at standse tilbagegangen i biodiversiteten.

Ingen grund til at målrette indsatser mod at beskytte arter i agerlandet

Det fremgår af analysen, at der i forhold til en målsætning om at bevare biodiversiteten hverken er biologisk behov for eller økonomisk fordel ved at lægge en større indsats for at beskytte levesteder for arter i agerlandet. Grundlæggende er der få arter i agerlandet, og disse arter findes også i skov eller i den åbne natur. Det kan derfor bedre betale sig at målrette indsatsen i skov og åbne naturområder, så der i disse naturtyper også tages vare på de arter, der lever i agerlandet.

Urørt skov i 9 pct. af skovareal

Indsatsen for arter, som lever i skov, bør målrettes en række bestemte skove rundt om i landet, hvor der skal være en række indsatser, som giver gode levevilkår for arterne. I alt peger analyserne på, at der er behov for urørt skovdrift på ca. 39.000 ha, og at 8.000 ha nåleskov bør ryddes. I alt svarer dette til ca. 9 pct. af det samlede skovareal.

Indsats i omkringliggende landbrug

Beskyttelsen af levesteder i den åbne natur vurderes at skulle foregå ved en bedre pleje af udvalgte dele af de nuværende åbne naturarealer. Derudover vurderes det også nødvendigt med indsatser i agerlandet omkring de pågældende åbne naturområder. Dels skal de udvalgte åbne naturområder udvides ved at inddrage landbrugsjord, som dermed ikke længere kan dyrkes, og dels skal der indføres kvælstofbufferzoner, hvor der ikke må være husdyrproduktion.

Omfang af indsatsen for åben natur

I alt viser analysen, at der er behov for pleje på 79.000 ha af den nuværende åbne natur, svarende til 20 pct. af de nuværende åbne naturarealer. Disse åbne naturarealer skal i henhold til analysen udvides med ca. 44.000 ha, svarende til godt 1 pct. af arealet af agerlandet (dvs. landbrugsjord). Endelig vurderes kvælstofbufferzonerne at omfatte 202.000 ha, svarende til ca. 7 pct. af agerlandet.

Indsatser i skov er særligt vigtige

Den samfundsøkonomiske omkostning ved indsatserne i det åbne land udgør langt størstedelen (over 85 pct.) af den samlede samfundsøkonomiske omkostning, mens omkostningen ved indsatser i skov udgør en relativ lille del. Analysen viser imidlertid, at indsatser i skov er meget vigtige i forhold til at beskytte alle arterne. Set i forhold til omkostningerne er der således en høj andel af arterne, som beskyttes ved indsatser i skov. Nogle arter lever i både skov og åben natur. En samlet omkostningseffektiv indsats tilsiger, at disse arter så vidt muligt skal beskyttes i skov. En målsætning om at standse tilbagegangen i biodiversiteten tilsiger, at der skal gøres en indsats, som sikrer alle arter. Hvis det fra politisk side ikke ønskes at realisere hele denne målsætning, bør indsatser i skov prioriteres højst. Herefter følger indsatser rettet mod at beskytte levestederne i åben natur (inklusive de afledte indsatser i agerlandet). Først til sidst – eller eventuelt slet ikke – følger indsatser rettet mod arter, som lever i agerlandet.

Lille fleksibilitet i valg af områder, der skal beskyttes

Analysen viser også, at det er nødvendigt at foretage indsatserne i bestemte dele af de danske skove og åbne naturarealer. Dette afspejler, at der er en del arter, som kun lever i få områder. Hvis disse arter skal sikres, er det nødvendigt, at indsatsen omfatter netop disse lokaliteter. Samlet set betyder dette, at der er ret begrænset fleksibilitet i valg af områder.

II.8 Perspektivering til den nuværende og fremtidige indsats

I det foregående afsnit præsenteres en samlet, omkostningseffektiv naturindsats, som sigter mod at beskytte alle arter, der indgår i analysen. Analysen viser, at der skal gøres en indsats både i skov og åben natur, hvorimod det ikke er nødvendigt at gøre en yderligere indsats i agerlandet.[38] Den samlede indsats koster ca. 0,8 mia. kr. om året, og indsatsen i skov er langt billigere end i åben natur. Samlet set skal der gøres en indsats i 47.000 ha skov og 79.000 ha åben natur. I forbindelse med den åbne natur skal der ydermere gøres en indsats på 246.000 ha landbrugsjord i form af etablering af ny natur og kvælstofbufferzoner.

Afsnittets indhold

I dette afsnit sammenlignes analysens resultater med den planlagte fremtidige indsats i Natura 2000-områderne, hvor Danmark har en forpligtelse til at sikre en gunstig bevaringstilstand for en række arter og naturtyper. Derefter diskuteres, om en del af analysens målsætning er nået ved den allerede gennemførte indsats. Endelig sammenlignes de i analysen anslåede omkostninger ved en indsats for biodiversiteten med gevinsterne ved samme.

38) I analysen ses på tre naturtyper: skov, åben natur og agerland. Med åben natur forstås enge, overdrev, moser, strandenge, heder mv. Med agerland forstås landbrugsjord og de småbiotoper, som findes integreret der: vejkanter, markskel, hegn, udyrkede hjørner mv. §3-områderne er en del af den åbne natur.

Den fremtidige indsats i Natura 2000-områderne

Ikke alle arter beskyttes i Natura 2000

Både den forrige og nuværende regering har lagt op til, at den fremtidige indsats i høj grad fokuseres i Natura 2000-områderne. Disse er udpeget på baggrund af enkeltarter og specielle naturtyper, som Danmark er forpligtiget til at beskytte, jf. afsnit II.4. Natura 2000-områderne dækker ca. 360.000 ha fordelt på 70.000 ha skov, 180.000 ha åben natur og 120.000 ha agerland. Spørgsmålet er, hvorvidt det er tilstrækkeligt at gøre en indsats inden for Natura 2000-områderne, eller om det er nødvendigt at udvide indsatsen for at beskytte alle arter. Dette spørgsmål er forsøgt afdækket i en analyse, som kort beskrives her. Analysen tager udgangspunkt i, at en del af arterne dækkes helt eller delvist i de eksisterende Natura 2000-områder. Med dette udgangspunkt udpeges der i analysen yderligere arealer, indtil der opnås den samme beskyttelse, som i analysen i afsnit II.7.[39] Resultatet er, at det er nødvendigt at udpege 32.000 ha skov og 29.000 ha åben natur uden for Natura 2000-områderne for at beskytte alle arter (til de 29.000 ha åben natur kommer der yderligere en indsats i det omkringliggende agerland). Analysen peger således på, at det ikke er tilstrækkeligt at gøre en indsats inden for Natura 2000-områderne, hvis tilbagegangen i biodiversiteten skal standes.

Indsats planlagt i den åbne natur udenfor Natura 2000

Der er lagt op til en fremtidig indsats uden for Natura 2000-områderne. Som en del af Grøn Vækst er det planlagt at lave plejetiltag på 40.000 ha åben natur i §3-områder uden for Natura 2000-områderne. Derudover er der planlagt ca. 10.000 ha nye vådområder for at mindske næringsstofudledningen til vandmiljøet. Hvis indsatsen i §3-områder og for ny vådområder – uden for Natura 2000-områderne – målrettes mod at dække områderne i analysen, er det muligt, at dække plejebehovet i den eksisterende åbne natur og dele af de nye naturarealer fra analysen.

39) Metoden og resultaterne er nærmere beskrevet i Petersen mfl. (2012). Også denne analyse er udført i samarbejde med Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, KU.

Skovarternes beskyttelse er et problem

Der er ikke planlagt en tilsvarende indsats for skovene uden for Natura 2000-områderne.[40] Det er problematisk, især fordi ovennævnte analyse viser, at det er nødvendigt at udpege relativt store skovarealer uden for Natura 2000-områderne. Dette tyder på, at der kun bliver dækket en mindre andel af arterne ved en indsats, som fokuserer primært på Natura 2000-områderne. Særligt for naturtypen skov synes den planlagte indsats uden for Natura 2000-områderne derfor mangelfuld i forhold til en effektiv indsats for beskyttelse af biodiversiteten.

Den nuværende indsats

I det følgende gives et bud på, i hvilket omfang den indsats, som er beskrevet i analysen, allerede er gennemført. Dette gøres ved at identificere de dele af den nuværende indsats, som overlapper med indsatsen fra analysen. Et sådant overlap betyder, at det kun er en del af indsatsen i analysen, der vil have karakter af ekstra indsats, hvilket reducerer de samlede nye omkostninger. Der findes ikke en kortlægning af den nuværende indsats, hvorfor det ikke er muligt at bedømme, hvorvidt der er et geografisk overlap. Derfor foretages vurderingen alene ud fra indsatsens udformning og størrelse. Der ses kun på allerede gennemførte tiltag.

Et vist overlap med den nuværende plejeindsats i åben natur

Den del af den nuværende indsats, som er sammenlignelig med analysen fra afsnit II.7, tager udgangspunkt i Landdistriktsprogrammet, Grøn Vækst og Danmarks Nationale Skovprogram.[41] I den åbne natur består indsatsen af: 1) at pleje de eksisterende naturområder, 2) at udvide naturarealet i forbindelse med den eksisterende natur og 3) at mindske belastningen med luftbårne næringsstoffer fra lokal dyreproduktion. Der findes på nuværende tidspunkt aftaler om pleje af i alt 87.000 ha åben natur og græsarealer, jf. tabel II.15. Den nuværende indsats har derfor den samme størrel-

40) Der har tidligere været en tilskudsordning til udlægning af urørt skov, som blev nedlagt i 2009. Desuden udlægges der løbende mindre arealer med urørt skov i de statslige skove, men også her er udviklingen langsom, jf. nedenfor.

41) Indsatsen består desuden i mindre grad af fredninger og af indsatser for enkeltarter.

sesorden som indsatsen i analysen på 79.000 ha med åben natur. Den eksisterende indsats er spredt ud over hele landet og er således ikke prioriteret på samme måde som indsatsen i analysen. Der er desuden en del af det plejede areal, som ikke er åben natur, men græsmarker. Dette indikerer et vist overlap mellem indsatsen i analysen og den nuværende indsats. I analysen indgår en inddragelse af 44.000 ha landbrugsjord til ny natur. Der bliver i år udlagt 50.000 ha landbrugsjord som dyrkningsfri randzoner. Randzonernes beliggenhed som smalle striber langs søer og vandløb gør, at de må forventes at have et meget lille overlap med analysens nye natur. I analysen indgår også 202.000 ha bufferzoner omkring den åben natur, hvor den lokale næringsstofpåvirkning reduceres. Over de næste årtier må det forventes, at den lokale påvirkning med næringsstoffer kun vil reduceres gradvis som følge af reglerne i den nuværende husdyrlovgivning, der stiller krav om ammoniakreducerende tiltag i forbindelse med udvidelser og ændringer af husdyrbrug.[42] Analysens tiltag er derfor en udvidelse i forhold til dette.

42) Jævnfør lov om ændring af lov om miljøgodkendelse mv. af husdyrbrug (2011) og lov om miljøgodkendelse mv. af husdyrbrug (2006).

Tabel II.15 Sammenligning af den nuværende indsats og analysens indsats, jf. afsnit II.7

	Analysens indsats (ha)	Nuværende indsats (ha)	Vurdering af overlap
Urørt skov	39.000	10.000	Lille
Rydning af nåleskov	8.000	Ingen	–
Pleje af åben natur	79.000	87.000	Noget
Ny åben natur på agerland	44.000	50.000	Lille
Mindre kvælstofbelastning	202.000	*e.v.*	*e.v.*

Anm.: Vurdering af overlappet mellem analysens indsats og den nuværende indsats. Kvælstoftiltaget er ikke vurderet.

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (2010), NaturErhvervsstyrelsens opgørelse af Landdistriktsprogrammet og Regeringen (2009).

Eksisterende skovindsats mangelfuld

Ses på skovarealerne lægger analysen op til, at der udlægges i alt 39.000 ha til urørt skov. På nuværende tidspunkt er der beskyttet ca. 10.000 ha urørt skov, jf. Skov- og Naturstyrelsen (2010). Således dækkes kun en lille del af analysens skovindsats af den eksisterende, urørte skov. Rydning af nåleskov er det andet skovtiltag i analysen. Denne type tiltag gennemføres i dag på meget lille skala, og der er derfor ikke i praksis noget overlap. Samlet set vurderes det, at særligt for naturtypen skov er den eksisterende indsats mangelfuld i forhold til en indsats, der effektivt beskytter arterne.

Gevinsten ved beskyttelse af biodiversiteten

Analysen præsenteret i afsnit II.7 giver et bud på omkostningen ved at leve op til Danmarks målsætning om at standse tilbagegangen i biodiversiteten. Analysen er målrettet direkte mod at sikre biodiversiteten, og andre gevinster ved en naturindsats er derfor ikke inddraget. I dette delafsnit relateres omkostninger og gevinster ved biodiversitetsindsatserne. Desuden vurderes, hvorvidt der kan være rekreative sidegevinster ved indsatsen, da

undersøgelser tyder på, at de udgør en væsentlig del af de potentielle sidegevinster ved biodiversitet, jf. afsnit II.6.

Gevinster ved beskyttelse af biodiversitet

Biodiversitet bidrager til at sikre økosystemernes funktion, det vil sige deres evne til for eksempel at omsætte forurenende stoffer og lagre CO_2. Biodiversitet kan også generere direkte brugsværdier som rekreation og være input til ny forskning både nu og i fremtiden. Endelig har beskyttelse af arter en værdi for mange mennesker i sig selv (eksistensværdi).

Ikke værdisatte gevinster kan være høje

Det er vanskeligt at give et samlet bud på værdien af at beskytte biodiversiteten. Det skyldes både metodemæssige vanskeligheder ved værdisætning og et mangelfuldt naturvidenskabeligt grundlag. Det sidste gælder eksempelvis for viden om, hvordan ændringer i biodiversiteten påvirker økosystemers funktion og stabilitet. Det betyder, at det ikke er muligt at værdisætte væsentlige dele af gevinsterne ved beskyttelse af biodiversitet. Der er især usikkerhed om værdien af økosystemydelserne. Denne værdi kan i princippet være uendelig høj, hvis man er tæt på en tærskelværdi, hvor der sker væsentlige forringelser af økosystemerne selv ved mindre reduktioner i biodiversiteten.

Eksistensværdi af biodiversitet på 0,3-2,0 mia. kr. pr. år

Det er dog muligt at give et estimat for en del af gevinsterne, nemlig eksistensværdien. Eksistensværdi er den værdi samfundet opnår alene ved bevidstheden om arters eksistens. Baseret på udenlandske og danske undersøgelser skønnes det, at alene eksistensværdien af at beskytte et større antal truede arter (ca. 200 arter) vil være på 0,3-2,0 mia. kr. pr. år, jf. afsnit II.6.

Gevinst i forhold til omkostning

Til sammenligning viser analysen, at omkostningen ved at sikre levestederne for (mindst) 200 truede arter er på ca. 0,7 mia. kr. pr. år, når der tages udgangspunkt i analysen for de truede arter alene, jf. afsnit II.7. Omkostningen ved at beskytte arterne ligger således inden for det noget usikre interval for gevinsten ved at beskytte arterne. Det er derfor ikke oplagt, om gevinsten er højere eller lavere end omkostningen. De ikke-værdisatte og muligvis meget store gevinster vil dog trække i retning af, at gevinsten ved indsatserne samlet set overstiger omkostningerne.

Rekreative sidegevinster formentlig beskedne

Der kan være ekstra ikke-markedsomsatte gevinster ved indsatsen ud over biodiversitetsgevinsten. Det fremgår af afsnit II.6, at rekreative gevinster ved naturen samlet set kan være ganske betydelige, og det er derfor valgt at se nærmere på disse. Det vurderes, at de rekreative gevinster af analysens indsats samlet set er beskedne. Indsatsen i skoven omfatter primært omlægning af skov til urørt skov. Der er undersøgelser, som peger i retning af rekreative gevinster ved at gå fra almindelig skovdrift til naturnær skovdrift. Disse undersøgelser peger dog også på, at der kan være en reduktion i den rekreative værdi ved at gå fra naturnær skovdrift til egentlig urørt skovdrift, jf. afsnit II.6.[43] Det er derfor ikke oplagt, at der er rekreative gevinster ved udlægning til urørt skov. Udvidelsen af de åbne naturarealer kan give rekreative gevinster, men der er flere forhold, som peger i retning af, at gevinsten er relativt beskeden. For det første er besøgshyppigheden pr. ha væsentlige højere i skove end på åbne naturarealer. For det andet må det antages, at den rekreative gevinst af øgede naturområder generelt af aftagende. For det tredje antages forøgelsen af de åbne naturområder at ske ved en udvidelse af eksisterende områder, dvs. ikke etablering af nye rekreative muligheder i områder, som ikke har gode rekreative muligheder i forvejen. I boks II.12 er lavet et regneeksempel for at belyse størrelsesordenen af den rekreative gevinst ved en udvidelse af de åbne naturområder. Dette regneeksempel peger i retning af, at den rekreative gevinst på de åbne naturarealer er relativt beskeden.

43) En oversigt over undersøgelser af rekreative værdier findes i et dokumentationsnotat, som er tilgængelig via www.dors.dk.

Boks II.12 Vurdering af rekreativ gevinst ved flere åbne naturarealer

I det følgende laves et regneeksempel, som skal belyse den rekreative værdi af en mindre stigning i de åbne naturarealer. Ifølge undersøgelser besøger hver voksen dansker skovene ca. 19 gange om året og hele naturen (inklusive skovene) ca. 28 gange om året. Dette peger i retning af, at der i gennemsnit er ni besøg pr. år i andre naturområder end skovene (dog med forbehold for at besøg i skove og besøg i alle naturområder er opgjort efter lidt forskellige principper), jf. Jensen (2003).

De ni besøg fordeler sig blandt andet på naturområder, som er indeholdt i kategorien "åben natur" i analysen i afsnit II.7. Derudover er en tredjedel af turene knyttet til havet, strand og kyst. Ingen af disse vil blive udvidet gennem en forøgelse af den åbne natur. Dermed kan op mod seks besøg pr. familie foregå i åben natur (måske færre da nogle ture også kan foregå i agerlandet). De seks ture pr. år svarer til, at besøgshyppigheden pr. ha åben natur er ca. halvt så stor som besøgshyppigheden pr. ha i skove.

Det blev fundet i afsnit II.7, at 44.000 ha agerland skal omlægges til åbne naturarealer, hvilket svarer til en stigning i disse arealer på godt 10 pct. Denne stigning må formodes at give en rekreativ gevinst i form af flere besøg til åbne naturarealer, men stigningen i antal besøg må forventes at være mindre end stigningen i naturareal, bl.a. fordi stigningen udvider eksisterende naturarealer uden at give nye rekreative muligheder i områder, som før har haft begrænsede rekreative muligheder. Hvis det antages, at stigningen i antal ture er på 2 pct. (i stedet for 10 pct.), svarer dette til en stigning på 0,13 ture pr. år.

En analyse af rekreative gevinster baseret på observeret adfærd (rejseomkostningsmetoden) har estimeret en værdi ved besøg i skov svarende til 33 kr. pr. besøg i bil (2010-priser), jf. Termansen mfl. (2008a). Stigningen på 0,13 ture pr. år svarer således til 4 kr. pr. familie pr. år eller i alt godt 12 mio. kr. pr. år. Dette er et relativt lille årligt beløb sammenlignet med den samlede omkostning på 0,8 mia. kr. pr. ved at beskytte arterne.

Det skal bemærkes, at dette regneeksempel ikke tager højde for, om udvidelsen i de åbne naturarealer foregår i tæt eller tyndt befolkede områder eller i områder, hvor der er få eller mange rekreative muligheder. Disse forhold kan have meget stor betydning for værdien af at skabe nye rekreative muligheder, jf. f.eks. Bateman mfl. (2011b).

II.9 Sammenfatning og anbefalinger

Biodiversitet har en værdi for mennesket

Biodiversitet giver anledning til en række værdier for mennesker. En del af disse værdier har karakter af at være frit tilgængelige for alle. Uden offentlig regulering vil de private aktører derfor ikke af sig selv sikre en tilstrækkelig beskyttelse af biodiversiteten.

Biodiversiteten er i tilbagegang

Både globalt og i Danmark er biodiversiteten i tilbagegang. Således vurderes det, at en femtedel af alle Danmarks ca. 32.000 arter er truede. De væsentligste trusler er tab og forringelser af levesteder, som især kan føres tilbage til skovdrift og landbrugsdrift.

Livet på jorden

Tilstanden af biodiversiteten kan ses som et udtryk for, hvor velfungerende klodens økosystemer er. Der er en helt overordnet sammenhæng mellem biodiversitet og mulighederne for at opretholde livsgrundlaget på jorden. Opmærksomheden på tabet af biodiversitet synes således at være knyttet til en bekymring for, at biodiversiteten kommer under en kritisk grænse, som har alvorlige konsekvenser for økosystemernes opretholdelse.

Mål: Standse tilbagegang inden 2020

Danmark har tilsluttet sig en international målsætning om at standse tilbagegangen i biodiversiteten. Målet om at beskytte biodiversiteten blev oprindelig introduceret ved Riotopmødet i 1992. Ambitionen i en efterfølgende international aftale var, at tilbagegangen skulle være standset inden 2010. Med Nagoya-topmødet i 2010 blev målet udskudt til 2020. I kapitlet er det analyseret, hvad der skal gøres i Danmark for at leve op til denne målsætning.

Analyse af indsatser og omkostninger ved at nå mål

I kapitlet er foretaget en analyse, som opgør omfanget af de indsatser, der er nødvendige for at standse tilbagegangen i biodiversiteten i Danmark. Analysen er udført i samarbejde med forskere ved Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet. Analysen er baseret på detaljerede oplysninger om den geografiske udbredelse af ca. 900 landlevende arter, hvoraf knap 200 er truede. Analysen inddrager endvidere de samfundsøkonomiske omkostninger ved at beskytte arternes levesteder.

Omkostnings-minimering

Analysen er en omkostningseffektivitetsanalyse, dvs. en analyse af, hvordan målsætningen om at beskytte de inkluderede arter kan realiseres billigst muligt. Analysen giver også et bud på, hvordan indsatsen skal fordeles i forhold til naturtyperne skov, åben natur (f.eks. eng, hede og mose) og agerland.

Underkantskøn for nødvendig indsats

Da det ikke er alle arter i Danmark, der indgår i beregningerne, er der tale om et underkantsskøn for omfanget af den nødvendige indsats for at beskytte alle arternes levesteder. De fundne indsatser vil dog ikke kun sikre levesteder for de arter, der indgår i analysen. Der findes mange andre arter i de pågældende områder, og indsatserne vil derfor i realiteten beskytte et langt større antal arter end de ca. 900, der indgår i analysen. Der vil endvidere være behov for indsatser, som beskytter ikke landlevende arter i f.eks. vandløb, søer og havområder, som ikke er inkluderet i analysen.

0,8 mia. kr. pr. år for at beskytte betragtede arter

Analysen viser, at den samfundsøkonomiske omkostning ved at beskytte levestederne for de betragtede arter vil være omkring 0,8 mia. kr. pr. år. Nogle af indsatserne for at beskytte levestederne sker i et vist omfang allerede i dag, hvilket trækker i retning af, at den nødvendige yderligere indsats er mindre end den her angivne. Det skønnes dog, at dette bliver overskygget af, at analysen ikke omfatter alle arter, dvs. at de 0,8 mia. kr. pr. år formentlig er et underkantskøn for at beskytte alle arter.

126.000 ha

Analysen peger på, at der skal foretages øgede indsatser for at forbedre de betragtede arters levevilkår på i alt 126.000 ha skov og åben natur. Der skal dog som nævnt foretages indsatser i et større areal, hvis alle Danmarks landlevende arter skal have bedre levevilkår.

Skov: Omlægning til urørt skov

Beskyttelsen af levesteder i skov vurderes primært at skulle ske ved at omlægge dele af skovarealet til såkaldt urørt skov, hvor der ikke sker nogen skovdrift. I alt skal levevilkårene forbedres i 47.000 ha skov, svarende til ca. 9 pct. af det samlede skovareal.

Åben natur: Pleje, inddragelse af landbrugsjord og kvælstofbufferzone

Beskyttelsen af levesteder i åben natur dækker ca. 79.000 ha, svarende til ca. 20 pct. af de nuværende åbne naturarealer. Beskyttelsen i åben natur vurderes i analysen at skulle ske ved mere pleje. Udover plejeindsatsen i eksisterende åbne naturområder peger analysen på behov for en yderligere indsats i form af udvidelse af en række af de åbne naturarealer på bekostning af landbrugsjord samt mindre belastning med næringsstoffer ved kvælstofbufferzoner på 250 meter. I kvælstofbufferzonerne må der ikke være anlæg til husdyrproduktion, men der kan fortsat være almindelig landbrugsproduktion inklusive græsning og omdrift. Beskyttelsen af levesteder i åben natur fordrer således en række tiltag, som har betydning for den omkringliggende landbrugsjord. Selvom disse indsatser foregår i agerlandet, så er målet at forbedre levevilkårene i udvalgte åbne naturarealer. Udvidelsen af de åbne naturarealer vurderes at udgøre ca. 44.000 ha eller godt 1 pct. af agerlandet. Mens kvælstofbufferzonerne vurderes at omfatte ca. 200.000 ha, svarende til ca. 7 pct. af agerlandet.

Ikke nødvendigt med indsats for arter i agerland

I forhold til at nå en målsætning om at beskytte alle arter er der hverken biologisk behov for eller en økonomisk fordel ved at rette betydelige indsatser mod at beskytte levestederne i agerlandet, dvs. småbiotoper som hegn, skel og vandhuller i landbrugsområderne. Det skyldes, at de arter, som lever i agerlandet, også findes i skov og åben natur. Det kan derfor bedre betale sig at lægge indsatsen i skov og åben natur. Der kan dog alligevel være grund til at sikre levestederne i agerlandet, fordi disse kan have en rolle som biologiske "trædesten" mellem de egentlige naturområder, så arterne kan vandre mellem disse. Hertil kommer motiver, som ikke er relateret til biodiversitet, f.eks. hensyn til landskabets udseende.

Stor effekt ved skovindsats i forhold til omkostning

Den samfundsøkonomiske omkostning ved indsatserne i skov er betydeligt mindre end omkostningerne ved indsatser i åben natur. Således udgør omkostningen ved indsatserne i skov kun knap 15 pct. af de samlede omkostninger på 0,8 mia. kr. pr. år, selvom indsatser i skov isoleret set vil beskytte mere end halvdelen af arterne. Det er derfor meget vigtigt at inddrage skovarealer i en samlet plan for at beskytte arterne i Danmark.

Indsatser skal foretages i strategisk vigtige områder

Indsatserne rettet mod at beskytte levestederne i skov og åben natur skal ikke implementeres på alle arealer med pågældende naturtyper, men først og fremmest i et netværk af vigtige områder, som tilsammen vurderes nødvendige for at sikre arterne. Det er vigtigt, at en indsats for bevarelse af biodiversiteten tager udgangspunkt i det samlede netværk af områder, som tilsammen giver gode levevilkår for alle arter. Det er således ikke hensigtsmæssigt at fokusere på enkelte arter eller de enkelte områder hver for sig.

0,7 mia. kr. for indsats rettet mod de truede arter …

En indsats, som omfatter alle de landlevende arter, der indgår i analysen, har som nævnt en samfundsøkonomisk omkostning på ca. 0,8 mia. kr. pr. år. Rettes indsatsen alene mod at beskytte de truede arter, reduceres den samfundsøkonomiske omkostning til ca. 0,7 mia. kr. pr. år. Der er således kun en lille forskel mellem omkostningen ved en indsats, som er indrettet i forhold til at beskytte de truede arter alene, og omkostningen for en indsats, som omfatter alle arter.

… beskytter også de fleste ikke-truede arter

Det skal dog bemærkes, at langt størstedelen af de ikke-truede arter også bliver beskyttet ved indsatsen, som er rettet alene mod de truede arter, fordi levestederne for de truede arter samtidig er levesteder for mange ikke-truede arter.

Biodiversitet er mere end arter

Analysen har taget udgangspunkt i biodiversitet i form af mangfoldigheden af arter. Antallet af arter er det mest udbredte mål for biodiversitet, men der er også andre dimensioner af biodiversitet, som f.eks. mangfoldighed af økosystemer/naturtyper og mangfoldighed i gener. Analysen baseret på diversitet blandt arter omfatter således ikke direkte hensyn til diversitet i f.eks. økosystemer/naturtyper. Et netværk af områder, som omfatter beskyttelse af alle de forskellige arter i analysen, vil dog også i høj grad omfatte beskyttelse af de fleste økosystemer/naturtyper.

Gevinsten ved beskyttelse af biodiversiteten

For at relatere omkostningerne ved at standse tilbagegangen i biodiversiteten til gevinsterne er der foretaget en gennemgang af et stort antal inden- og udenlandske undersøgelser, der forsøger at opgøre gevinsterne ved biodiversitet.

Forskellige gevinster ved biodiversitet

Biodiversitet bidrager til at sikre, at økosystemer er velfungerende. Således er biodiversitet vigtig for at sikre en række afledte økosystemydelser som eksempelvis omsætning af forurenende stoffer (rensning), CO_2-lagring og vådområders vandtilbageholdelse. Derudover kan biodiversitet også skabe direkte produktionsværdier i form af højere produktivitet i landbrug og som input til ny forskning. Endelig har beskyttelse af arter en værdi for mange mennesker (eksistensværdi).

Ikke muligt at værdisætte alle gevinster

Overordnet set er det vanskeligt at give et præcist bud på værdien af at beskytte biodiversiteten. Dette skyldes ikke mindst metodemæssig usikkerhed ved værdisætningsmetoder, som søger at opgøre eksistensværdi, dvs. glæden ved at vide, at arter ikke uddør. Usikkerheden ved disse metoder er formentlig relativt høj i forbindelse med måling af gevinster ved biodiversitet sammenlignet med værdisætning af gevinsten af andre, mere håndgribelige miljøforbedringer. Samtidig er det for nogle af de afledte gevinster ved biodiversitet meget vanskeligt at sætte et beløb på gevinsten. I nogle tilfælde skyldes dette, at der mangler et tilstrækkelig præcist naturvidenskabeligt grundlag til at kunne opgøre de afledte gevinster af en ændring i biodiversiteten. Det gælder eksempelvis for, hvordan ændringer i biodiversiteten påvirker økosystemers funktioner og stabilitet.

Eksistensværdier vigtigere end direkte produktionsværdi

Sammenlignes den del af gevinsterne, som det er muligt at sætte en "pris" på, synes eksistensværdier at udgøre den væsentligste samfundsøkonomiske værdi af biodiversitet. Med udgangspunkt i den foretagne litteraturgennemgang vurderes det, at værdien af bestøvning og værdien af diversitet som input til frembringelse af ny medicin er væsentlig mindre ved ændringer i biodiversiteten. Den glæde, eksistensen af arter giver mennesker, synes således at være vigtigere end den direkte produktionsrelaterede værdi af biodiversiteten.

0,3 til 2,0 mia. kr. pr. år ved beskyttelse af truede arter

Baseret på udenlandske og danske undersøgelser skønnes det, at alene eksistensværdien af at beskytte et større antal truede arter (ca. 200 arter) vil være på i alt 0,3-2,0 mia. kr. pr. år.

Gevinst i forhold til omkostning

Til sammenligning viste analysen af indsatser og samfundsøkonomiske omkostninger, at omkostningen ved at sikre levestederne for mindst 200 truede arter er på ca. 0,7 mia. kr. pr. år. Omkostningen ved at beskytte de 200 truede arter ligger således i det brede interval for eksistensværdien ved at beskytte arterne. Isoleret set giver sammenligningen af værdien af gevinsten over for de samfundsøkonomiske omkostninger derfor ikke noget entydigt svar på, om indsatsen er fordelagtig ud fra en samfundsøkonomisk betragtning.

Ikke værdisatte gevinster kan være høje

De ikke værdisatte gevinster vil dog trække i retning af, at der samlet set vil være en gevinst ved indsatser, som afværger en yderligere tilbagegang i biodiversiteten. Især kan gevinsten ved at standse en tilbagegang i biodiversiteten være meget høj, hvis man er tæt på en tærskelværdi, hvor der sker væsentlige forringelser af økosystemerne ved mindre fald i biodiversiteten.

Forsigtighedsprincippet kan anvendes

Der er betydelig usikkerhed om den fremtidige værdi af biodiversitet, ligesom tab af biodiversitet har karakter af at være irreversibel. Kombinationen af usikkerhed og irreversibilitet tilsiger brug af et forsigtighedsprincip. Dette trækker yderligere i retning af, at det vil være fordelagtigt snarligt at gennemføre tiltag, som standser tilbagegangen i biodiversiteten.

Behov for ændringer i den fremtidige indsats

Nuværende indsats fokuserer på åbne naturområder

Analyserne viser, at der er behov for at ændre fokus i den planlagte biodiversitetsindsats, hvis denne skal nå en målsætning om at beskytte biodiversiteten i Danmark på en omkostningseffektiv måde. Således er det vigtigt at foretage indsatser i skovområder, da indsatser i skov kan sikre mange arter og tilmed er relativt billige. Dette er en væsentlig anderledes prioritering end i den hidtidige og planlagte indsats, som overvejende har været rettet mod åben natur og agerland.

Ikke nok med indsats i Natura 2000

Der lægges i biodiversitetspolitikken op til, at indsatserne fremover i endnu højere grad skal fokusere på Natura 2000-områder, som overvejende omfatter åbne naturområder.

Kun en femtedel af de vigtige skovområder, som ifølge analysen er væsentlige for at beskytte alle arter, er således en del af Natura 2000-områderne. Det tilsvarende tal for de vigtige åbne naturområder er tre femtedele.

Ikke nok fokus på skov

I forhold til at nå en målsætning om at beskytte alle arter er det således ikke tilstrækkeligt at gennemføre de planlagte indsatser i Natura 2000-områderne. Især vil der mangle indsatser i en stor del af de skovområder, som er centrale for bevarelse af biodiversiteten.

Ny natur og biodiversitet

En del af den danske naturindsats er rettet mod at skabe helt nye naturområder både gennem skovrejsning og nye vådområder. I forhold til en målsætning om at beskytte biodiversiteten på land bidrager dette på kortere sigt ikke væsentligt, da det ud fra en biologisk vurdering er vigtigere at gøre en indsats for at beskytte arterne i deres nuværende levesteder. Skabelse af helt ny natur kan dog være hensigtsmæssigt i forhold til andre hensyn end biodiversitet, f.eks. rekreation.

Virkemidler

OECD anbefaler auktioner

I nogle lande er man begyndt at bruge fleksible økonomiske virkemidler i naturpolitikken, herunder til at fremme biodiversiteten. Blandt andet har OECD for nyligt anbefalet brugen af auktioner, hvor lodsejere kan give bud på, hvor meget de skal kompenseres for at foretage et givet biodiversitetsbevarende tiltag på deres jord.

Begrænsede muligheder i Danmark

Et økonomisk instrument som auktioner er primært fordelagtigt, når der kan vælges mellem mange forskellige områder for at opnå en given målsætning. I så fald kan den offentlige myndighed vælge de mest fordelagtige bud – dvs. de billigste områder set i forhold til deres bidrag til at realisere den givne målsætning. Analysen baseret på udbredelsen af arter i Danmark tyder imidlertid på, at der er forholdsvis lille fleksibilitet i valget af områder. En stor del af områderne skal således beskyttes, fordi disse områder er de eneste levesteder for nogle af arterne. For disse områder er det næppe fordelagtigt at anvende et virkemiddel som auktioner med henblik på at realisere en målsætning om at

beskytte biodiversiteten i Danmark. For andre målsætninger i naturpolitikken – f.eks. i forhold til rekreation – er auktioner imidlertid et instrument, der kan indgå i værktøjskassen.

Generelle subsidier ikke hensigtsmæssige

Indsatsen skal rettes mod de områder af skov og åben natur, der er nødvendige for at sikre den samlede biodiversitet. Indsatserne skal også have en permanent karakter. Derfor er generelle og kortvarige subsidier til bestemte naturbeskyttende aktiviteter ikke et hensigtsmæssigt instrument. Et generelt subsidie sikrer ikke, at indsatsen kommer til at foregå i de rette områder. Hvis subsidiet i tilgift er kortvarigt, understøtter det ikke en langsigtet målsætning om at hindre en tilbagegang i biodiversiteten.

Langvarig indsats nødvendig

En langvarig og helst permanent indsats bør prioriteres, da ressourcerne er spildt, hvis naturgevinsterne er midlertidige. Ophøret af EU's braklægningsordning er et eksempel på en midlertidig ordning, hvor der – godt nok utilsigtet – blev oparbejdet naturværdier, som sidenhen gik tabt. Der er i dag kun få ordninger under f.eks. Landdistriktsprogrammet, som understøtter mere permanente ændringer i arealanvendelsen. Brugen af ordninger med langvarigt sigte bør derfor udvides og rettes mod både skov og åben natur.

Litteratur

Aakerlund, N.F. (2000): *Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika.* SØM publikation nr. 36. AKF Forlaget.

Agger, P. (2002): En rig natur i et rigt samfund - Wilhjelmudvalgets koncept for naturbeskyttelse. I: Reenberg, A., B. Aaby, P. Agger, og P. Christensen: *Wilhjelm + 1. Statuskonference om naturpolitiken i 2002.*

Arrow, K.J. og A.C. Fisher (1974): Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88 (2), s. 312-319.

Arrow, K.J., R. Solow, E. Leamer, P. Portney, R. Radner og H. Schuman (1993): Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register*, 58 , s. 4601-4614.

Axelsen, J., A. Enkegaard, B. Strandberg, P. Kryger og P.B. Sørensen (2011): *Bestøvningsforhold og -behov i dyrkede afgrøder*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Bateman, I., D. Abson, B. Andrews, A. Crowe, A. Darnell, S. Dugdale, C. Fezzi, J. Foden, R. Haines-Young, M. Hulme, P. Munday, U. Pascual, J. Paterson, G. Perion, A. Sen, G. Siriwardena og M. Termansen (2011a): Valuing Changes in Ecosystem Services: Scenario Analyses. I: UK National Ecosystem Assessment UNEP-WCMC: *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*.

Bateman, I., D. Abson, N. Beaumont, A. Darnell, C. Fezzi, N. Hanley, A. Kontaleon, D. Maddison, P. Morling, J. Morris, S. Mourato, U. Pascual, G. Perion, A. Sen, A. Tinch, K. Turner og G. Valatin (2011b): Economic Values from Ecosystems. I: UK National Ecosystem Assessment UNEP-WCMC: *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*.

Bateman, I., G. Mace, C. Fezzi, G. Atkinson og K. Turner (2011c): Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48 (2), s. 177-218.

Baumol, W.J. og W.E. Oates (1988): *The theory of environmental policy*, second edition. Cambridge University Press.

Boatman, N., K. Willis, G. Garrod og N. Powe (2010): *Estimating the Wildlife and Landscape Benefits of Environmental Stewardship.* Final report July 2010. Newcastle University.

Bockstael, N., A.M. Freeman, R. Kopp, P. Portney og V.K. Smith (2000): On valuing nature. *Journal of Environmental Science and Technology*, 34 (8), s. 1384-1389.

Brock, W.A. og A. Xepapadeas (2003): Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified Economic, Ecological, and Genetic Approach. *The American Economic Review*, 93, s. 1597-1614.

By- og Landskabsstyrelsen (2009): *Vejledning om naturbeskyttelseslovens § 3 beskyttede naturtyper*. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet.

Christie, M., N. Hanley, J. Warren, K. Murphy, R. Wright og T. Hyde (2006): Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics*, 58 (2), s. 304-317.

Christie, M., T. Hyde, R. Cooper, I. Fazey, P. Dennis, J. Warren, S. Colombo og N. Hanley (2011): *Economic Valuation of the Benefits of Ecosystem Services delivered by the UK Biodiversity Action Plan*. Final report to Defra, August 2011.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton og M. van den Belt (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630), s. 253-260.

Costello, C. og M. Ward (2006): Search, bioprospecting and biodiversity conservation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (3), s. 615-626.

Dasgupta, P. (1982): *The Control of Resources*. Harward University Press.

De Økonomiske Råd (2009): *Økonomi og Miljø, 2009*.

Det Økonomiske Råd (2000): *Dansk Økonomi, efterår 2000*.

Diamond, P.A. og J.A. Hausman (1994): Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives*, 8, s. 45-64.

Dubgaard, A., H.M.L. Jespersen, F.M. Laugesen, B. Hasler, L.P. Christensen, L. Martinsen, M. Källstrøm og G. Levin (2012): Økonomiske analyser af naturplejemetoder i beskyttede områder. Kommende rapport. Fødevare-økonomisk Institut, Københavns Universitet.

Dubgaard, A., M.F. Kallesøe, M.L. Petersen, C.K. Damgard og E.H. Erichsen (2002): *Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse*. Samfunds-videnskabelige Serie 8. Institut for Økonomi, Skov og Landskab.

Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A.B. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler og G. Levin (2011): *Danmarks biodiversitet 2010. Status, udvikling og trusler*. Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Engel, S., S. Pagiola og S. Wunder (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65 (4), s. 663-674.

Fog, E. (2008): *Mere økologi på offentlige arealer - via gode aftaler*. Projektrapport. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.

Fredningsstyrelsen (1985): *Miljøinteresser og marginaljorder: et debatoplæg*.

FødevareErhverv (2010): *Midtvejsevaluering af Det Danske Landdistriktsprogram 2007-2013 for perioden 2007-2009.* Sammenfattende rapport. Rekvirent: Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, FødevareErhverv. Rådgivere: Orbicon A/S og Epinion A/S.

Groth, M. (2009): The transferability and performance of payment-by-results biodiversity conservation procurement auctions: Empirical evidence from northernmost Germany. University of Lüneburg, Working Paper Series in Economics No. 119.

Habb, T.C. og K.E. McConnell (2002): *Valuing Environmental and Natural Resources*. Edward Elgar.

Hald-Mortensen, P. (2004): Parkernes historie og forvaltningsmæssige begrundelse. I: Reenberg, A., P. Agger, P. Christensen, og B. Aaby (red.): *Wilhjelm+3. Status-konference 2004. Nationalparker - hvad nu?* Naturrådet.

Hansen, M. (2005): Værdien af at genoprette naturen i danske ådale: værdisætning af rekreative og biologiske værdier - som resultat af tre vandmiljøplaner, Vandramme- & Habitatdirektivet Speciale. Center for Skov & Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Hardin, G. (1968): The Tragedy of the Commons. *Science*, 162, s. 1243-1248.

Hellesen, T. (2008): De lysåbne naturtypers tilstand uden for Natura 2000 - En analyse og diskussion af den manglende pleje af de lysåbne §3 områder uden for Natura 2000. Speciale ved Institut for Geografi og Geoinformatik, Det Naturvidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.

Jacobsen, J.B., J.H. Boiesen, B.J. Thorsen og N. Strange (2008): What's in a name? The use of quantitative measures versus "Iconised" species when valuing biodiversity. *Environmental and Resource Economics*, 39, s. 247-263.

Jacobsen, J.B. og N. Hanley (2009): Are There Income Effects on Global Willingness to Pay for Biodiversity Conservation? *Environmental and Resource Economics*, 43 (2), s. 137-160.

Jacobsen, J.B., T.H. Lundhede, L. Martinsen, B. Hasler og B.J. Thorsen (2011): Embedding effects in choice experiment valuations of environmental preservation projects. *Ecological Economics*, 70 (6), s. 1170-1177.

Jacobsen, J.B., T.H. Lundhede og B.J. Thorsen (2010): Are economists valuing biodiversity at gunpoint? Investigating the difference between valuing species populations vs. survivial. Paper presented at the 4th World Conference of ERE, Montreal, June 28-July 2, 2010.

Jacobsen, J.B. og B.J. Thorsen (2010): Preferences for site and environmental functions when selecting forthcoming national parks. *Ecological Economics*, 69 (7), s. 1532-1544.

Jacobsson, K.M. og A.K. Dragun (1996): *Contingent Valuation and Endangered Species*. Edward Elgar.

Jensen, F.S. (2003): Flere besøg i de danske skove end tidligere antaget. Planlægning af By & Land. Videnblade nr. 6.1-10. Skov & Landskab.

Johansson, P.-O. (1989): Valuing Public Goods in a Risky World: An experiment. I: Folmer, H. og E.v. Ierland (red.): *Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics*. Elsevier.

Larsen, P.H. og V.K. Johansen (2002): *Skove og plantager 2000*. Danmarks Statistik, Skov og Landskab (FSL) og Skov- og Naturstyrelsen.

Latacz-Lohmann, U. og C.V.d. Hamsvoort (1997): Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. *American Journal of Agricultural Economics*, 79 (2), s. 407-418.

Latacz-Lohmann, U. og S. Schilizzi (2005): *Auctions for Conservation Contracts: A review of the Theoretical and Empirical Literature*. Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.

Levin, G. og B. Normander (2008): *Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet*, Faglig rapport nr. 682. Danmarks Miljøundersøgelser.

Levinsky, I., F. Skov og J.-C. Svenning (2007): Potential impacts of climate change on the distribution and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity and Conservation*, 16 (13), s. 3803-3816.

List, J.A. og C.A. Gallet (2001): What Experimental Protocol Influence Disparities Between Actual and Hypothetical Stated Values? *Environmental and Resource Economics*, 20 (3), s. 241-254.

Loomis, J. (2011): What's to Know About Hypothetical Bias in Stated Preference Valuation Studies? *Journal of Economic Surveys*, 25 (2), s. 363-370.

Lund, M. og C. Rahbek (2000): En kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med fokus på biologisk mangfoldighed. Arbejdspapir 2000:1. Det Økonomiske Råds Sekretariat.

Lundhede, T., B. Hasler og T. Bille (2005): *Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland*. Skov- og Naturstyrelsen.

Lundhede, T., J.B. Jacobsen, N. Hanley, C. Rahbek, N. Strange og B.J. Thorsen (2011): Klimabetinget migration: Værdien af at beskytte hjemmehørende arter versus indvandrende arter. Præsenteret på DØRS konference 2011.

McVittie, A. og D. Moran (2010): Valuing the non-use benefits of marine conservation zones: An application to the UK Marine Bill. *Ecological Economics*, 70 (2), s. 413-424.

Metrick, A. og M.L. Weitzman (1998): Conflicts and choices in biodiversity preservation. *The Journal of Economic Perspectives*, 12 (3), s. 21-34.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute.

Murphy, J., P. Allen, T. Stevens og D. Weatherhead (2005): A Meta-analysis of Hypothetical Bias in Stated Preference Valuation. *Environmental and Resource Economics*, 30 (3), s. 313-325.

Naturstyrelsen (2011a): *Forvaltningsplan - Beskyttelse og forvaltning af hasselmusen, Muscardinus avellanarius, og dens levesteder i Danmark.* Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2011b): *Natura 2000-plan for Danmark*. Miljøministeriet.

Nielsen, A.B., S.B. Olsen og T. Lundhede (2007): An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and Urban Planning*, 80 (1-2), s. 63-71.

Nord-Larsen, T., A. Bastrup-Birk, I. Thomsen, B.B. Jørgensen og V.K. Johansen (2010): *Skove og Plantager 2009*. Skov & Landskab, Københavns Universitet.

Norris, K., M. Bailey, S. Baker, R. Bradbury, D. Chamberlain, C. Duck og mfl. (2011): Biodiversity in the Context of Ecosystem Services (Chapter 4). I: UK National Ecosystem Assessment UNEP-WCMC: *UK National Ecosystem Assessment: Technical Report.*

Nunes, P.A.L.D. og J.C.J.M. van den Bergh (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39 (2), s. 203-222.

Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Juel og R. Heidemann (2011): *Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 - en stikprøveundersøgelse*. Faglig rapport fra DMU nr. 816. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

OECD (2010): Paying for Biodiversity: Enhancing the cost-effectiveness of payments for ecosystem services, OECD.

Ojea, E. og M.L. Loureiro (2011): Identifying the scope effect on a meta-analysis of biodiversity valuation studies. *Resource and Energy Economics*, 33 (3), s. 706-724.

Olsen, S.B. og T. Lundhede (2005): Rekreative værdier ved konvertering til naturnær skovdrift - En værdisætningsundersøgelse af skovkarakteristika udført vha. metoden Discrete Choice Experiment. Specialrapport. AKF forlaget.

Pascual, U., R. Muradian, L. Brander, E. Gómez-Baggenthun, B. Martín-López og M. Verma (2010): The economics of valuing ecosystem services and biodiversity (chapter 5). I: Kumar, P. (red.): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan.

Pearce, D.W. (2007): Do we really care about biodiversity? I: Kontoleon, A., U. Pascual, og T. Swanson (red.): *Biodiversity Economics*. Cambridge University Press.

Pedersen, A.B. (2006): *Fra landvindingspolitik til naturgenopretningspolitik - policy-netværks magt og forandring*, Ph.d.-afhandling. Politica.

Petersen, A.H., N. Strange, S. Anthon, T.B. Bjørner og C.Rahbek (2012): Bevarelse af biodiversiteten i Danmark - En analyse af indsats og omkostninger. Arbejdspapir 2012: 2. De Økonomiske Råds Sekretariat.

Petersen, A.H., F. Larsen, C. Rahbek, N. Strange og M. Lund (2005): *Naturværdier i Danske Nationalparker*. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.

Poulsen, M.B. (2003): Potentielle indvirkninger af klimatiske forandringer på danske og nordeuropæiske ynglefugles geografiske udbredelse - en GIS-analyse. Specialrapport Københavns Universitet.

Reesen, A., K. Williams og S. Whitten (2011): Targeting Enhanced Spatial Configuration in Biodiversity Conservation Incentive Payment Programs. Paper presented af the BIOECON conference, 2011.

Regeringen (2004): *Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009*. Miljøministeriet.

Regeringen (2009): *Grøn Vækst.*

Regeringen (2011): *Et Danmark, der står sammen. Regeringsgrundlag oktober 2011*.

Richardson, L. og J. Loomis (2009): The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis. *Ecological Economics*, 68 (5), s. 1535-1548.

Schou, J.S., A.B. Hald, P. Kaltoft, C. Andreasen, H. Vetter og B. Hasler (2003): *Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 72.

Skov- og Naturstyrelsen (1994): *Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper*. Miljøministeriet.

Skov- og Naturstyrelsen (2002): *Danmarks nationale skovprogram*. Miljøministeriet.

Skov- og Naturstyrelsen (2005): *Handlingsplan for naturnær skovdrift i statsskovene*. Miljøministeriet.

Skov- og Naturstyrelsen (2010): Skov og natur i tal 2010. Miljøministeriet.

Strange, N., C. Rahbek, J. Jepsen og M. Lund (2006): Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus regional reserve selection in Denmark. *Biological Conservation*, 128, s. 455-466.

Strange, N., B.J. Thorsen, J.S. Bladt, K.A. Wilson og C. Rahbek (2011): Conservation Policies and Planning under Climate Change. Paper presented at the EAERE2011 conference.

TEEB (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Progress Press.

Teknologirådet (2008): *Biodiversitet 2010 – hvordan når vi målene? Katalog over forslag til initiativer*. Teknologirådets rapporter 2008/3. København

Termansen, M., C.J. McClean og R. Scarpa (2008a): Evaluation of the recreational services from Danish Forests combining discrete choice models and GIS. Præsentation til DØRS konference 2008.

Termansen, M., M. Zandersen og C.J. McClean (2008b): Spatial substitution patterns in forest recreation. *Regional Science and Urban Economics*, 38 (1), s. 81-97.

Thorsen, B.J. og M. Hansen (2007): *Værdien af naturgenopretning af danske ådale.* Skovbrug. Videnblade nr. 9.6-6. Skov & Landskab.

Thorsen, B.J., N. Strange og C. Rahbek (2012): Befolkningens opfattelse og økonomiske prioritering af biodiversitet. I: Meltofte, H. (red.): *Danmarks natur frem mod 2020 - om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed*. Det Grønne Kontaktudvalg.

UK National Ecosystem Assessment (2011): *UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings*. UNEP-WCMC, Cambridge.

Veisten, K., H.F. Hoen, S. Navrud og J. Strand (2004): Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities. *Journal of Environmental Management*, 73, s. 317-331.

Vié, J.-C., C. Hilton-Taylor og S. Stuart (2009): *Wildlife in a changing world - an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN.

Weitzman, M.L. (1998): The Noah's Ark Problem. *Econometrica*, 66 (6), s. 1279-1298.

Weitzman, M.L. (2000): Economic Profitability Versus Ecological Entropy. *The Quarterly Journal of Economics*, 115 (1), s. 237-263.

Wilhjelmudvalget (2001): *En rig natur i et rigt samfund.*

Wind, P. og S. Pihl (2004): *Den danske rødliste*. Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet. http://redlist.dmu.dk (opdateret april 2010).

KAPITEL III

ÆGTE OPSPARING

III.1 Indledning

I dette kapitel foretages en beregning af den danske ægte opsparing. Ægte opsparing er et mål, som viser, om vi i Danmark opsparer eller nedsparer, dvs. øger eller formindsker vores samlede formue, når der tages højde for forbruget af naturens ressourcer og ændringer i alle øvrige kapitalbegreber. Ægte opsparing giver således en indikation af, i hvilket omfang nulevende generationers produktion og adfærd påvirker fremtidige generationers muligheder, dvs. om fremtidige generationer af danskere vil være bedre eller værre stillet end de nulevende generationer.

Bæredygtighed på dagsordenen

I regeringsgrundlaget er der fokus på bæredygtighed, og regeringen har annonceret, at den vil udarbejde en bæredygtighedsstrategi med tilhørende indikatorer og overvågning. Regeringen har desuden tilkendegivet, at det skal undersøges, hvordan bæredygtighedsmål kan integreres i den politiske beslutningsproces i Danmark. I den økonomisk-politiske debat er der samtidig meget fokus på BNP og vækst. BNP er en vigtig indikator for udviklingen i samfundsøkonomien, men der er også andre vigtige forhold for et samfund end produktion og vækst i de markedsomsatte goder. Et robust og anerkendt bæredygtighedsmål kan give regering og Folketing et bedre grundlag for at prioritere mellem vækst, bæredygtighed og andre vigtige samfundsforhold. Den såkaldte Sarkozy-kommission, der blev nedsat af den franske præsident i 2008 og ledet af Nobelprismodtageren i økonomi Joseph Stiglitz, havde blandt andet til formål at se på alternativer til BNP som udtryk for "økonomisk præstation og sociale fremskridt". Kommissionen udpegede ægte opsparing som en relevant alternativ indikator, jf. Stiglitz mfl. (2009).

Kapitlet er færdigredigeret den 6. februar 2012.

Norge som foregangsland

I Norge er der også fokus på, om udviklingen er bæredygtig, og et udvalg nedsat af den norske regering har udpeget et begrænset sæt indikatorer, der belyser spørgsmålet. På den baggrund udarbejder Statistisk Sentralbyrå hvert år et sæt med 18 indikatorer, som belyser udviklingens bæredygtighed. En af disse indikatorer er den ægte opsparing. I andre lande er de også kommet længere i overvejelserne om at indføre alternative samfundsmål, og i Bhutan har de f.eks. et mål for den nationale lykke (gross national happiness), jf. Centre for Bhutan Studies (2010). Internationalt arbejdes der også med at skabe indikatorer for bæredygtighed. I 2010 blev der nedsat et FN-panel for "global bæredygtighed" bestående af blandt andre Gro Harlem Brundtland og Connie Hedegaard.

Tidligere arbejde af Det Økonomiske Råd

Det Økonomiske Råd har tidligere udarbejdet en opgørelse af den danske ægte opsparing. I Det Økonomiske Råd (1998) blev emnet bæredygtighed behandlet i et kapitel, der også indeholdt en opgørelse af den ægte opsparing. Opgørelsen beskrev udviklingen i de gængse formuegoder som det fysiske kapitalapparat og den finansielle formue. Opgørelsen tog også højde for, at udvindingen af olie og gas i Nordsøen er et forbrug af vores nationalformue, som bidrager negativt til opsparingen. Som et udtryk for de menneskelige aktiviteters effekter på naturen blev opsparingen endvidere korrigeret for skadelige effekter af drivhusgasudledninger og luftforurenende stoffer. Endelig blev der korrigeret for opbygningen af human- og videnskapital.

Udenlandske opgørelser

Verdensbanken har med jævne mellemrum siden 2002 opgjort den ægte opsparing for de fleste af verdens lande. Deres opgørelse er noget mere omfattende end den danske fra 1998 og indeholder blandt andet korrektioner for afskovning og partikeludledningens skadelige effekter. I en aktuel opgørelse af Mota mfl. (2010) opgøres den ægte opsparing for Portugal. En anden aktuel opgørelse er Arrow mfl. (2010), der opgør den ægte opsparing for fem lande, herunder USA og Kina. Arrow mfl. lægger sig tæt op ad Verdensbankens metode, men inddrager en række nye kapitaltyper. Et af de nyskabende elementer er et skøn for sundhedskapitalen, hvor befolkningens gennemsnitlige

restlevetid betragtes som et aktiv. En stigning i restlevetiden øger således formuen. Arrow mfl. medregner også værdistigninger af ressourcer i undergrunden.

Nye fremskridt

Der er således allerede udarbejdet en del opgørelser af den ægte opsparing i forskellige lande, herunder også i Danmark. Det er dog endnu ikke lykkedes at skabe en opgørelse, der afspejler alle relevante aktiver. Nærværende opgørelse tager udgangspunkt i de nyeste metoder og inddrager flere elementer end tidligere set, jf. tabel III.1.

Tabel III.1 Opgørelser af ægte opsparing

Det Økonomiske Råd (1998)	Verdensbanken (2002)	Arrow mfl. (2010)	De Økonomiske Råd (2012)
Fysisk kapital	Fysisk kapital	Fysisk kapital	Fysisk kapital
Finansiel kapital	Finansiel kapital	Finansiel kapital	Finansiel kapital
Olie og gas	Olie og gas	Olie	Olie og gas
Drivhusgasser	CO_2	CO_2	Drivhusgasser
Luftforurening	Partikelforurening		Luftforurening
Uddannelsesudgifter	Uddannelsesudgifter	Humankapital	Humankapital
Videnskapital		Videnskapital	Videnskapital
	Jord	Jord[a)]	Jord[a)]
	Skov	Skov	Skov
		Sundhedskapital	Sundhedskapital[b)]
			Fisk
			Grundvand

a) I disse opgørelser tages udgangspunkt i, at det produktive areal er konstant, og jord bidrager derfor ikke til den ægte opsparing.

b) Der laves en illustrativ beregning af, hvordan sundhedskapital kan beregnes, men pga. betydelig usikkerhed medtages sundhedskapitalen ikke i den endelige opgørelse.

Anm.: Verdensbanken (2002) og Arrow mfl. (2010) inddrager også udvindingen af mineraler, men dette er ikke relevant for Danmark.

Kilde: Arrow mfl. (2010), Det Økonomiske Råd (1998) og Verdensbanken (2002).

Ægte opsparing og forvaltning af naturressourcer

Verdensbankens opgørelse dækker hovedparten af verdens lande. Opgørelsen indeholder imidlertid færre opsparingselementer end opgørelsen, der præsenteres i dette kapitel.

Resultaterne fra Verdensbankens opgørelse viser, at lande med høj traditionel opsparing oftest også er de lande, der har høj ægte opsparing. Der er dog en tendens til, at lande med mange naturressourcer har en relativt lav ægte opsparing. Saudi-Arabien er et eksempel på dette. Landet har en stor olieproduktion, som bidrager kraftigt til at øge indkomsten. De forbruger dog det meste af indtægterne, og landet har derfor en negativ ægte opsparing. Et interessant modeksempel er Norge, der har en af de højeste opsparingsrater i Europa. Den store norske olieudvinding giver et negativt bidrag til den ægte opsparing, men det er politisk valgt at lægge en del af værdierne fra de udvundne olieressourcer til side til fremtidige generationer. Derfor har Norge en stor ægte opsparing.

Kapitlets indhold

Kapitlet indledes med et afsnit, der beskriver de overordnede beregningsprincipper og den teoretiske baggrund for begrebet ægte opsparing. Herefter præsenteres beregninger af den ægte opsparing i tre hovedsektioner, der beskriver henholdsvis miljøgoder, naturressourcer og menneskeskabte formuegoder. Kapitlet afsluttes med en samlet præsentation af den danske ægte opsparing og nogle specifikke betragtninger vedrørende energiressourcerne i Nordsøen og den fremtidige beskatning heraf. Afsnittet om miljøgoder behandler klimaproblemet, anden luftforurening og forurening af grundvand. Afsnittet om naturressourcer behandler Nordsøen, fisk, jord, skov og andre naturgoder. I afsnittet om menneskeskabte formuegoder beskrives fysisk og finansiel kapital, humankapital, videnskapital, social kapital og sundhedskapital.

III.2 Overordnede principper

Ægte opsparing er grundlaget for velfærd

Den ægte opsparing i et år er ændringen i den samlede nationalformue i bred forstand hen over året. Korrekt opgjort vil den ægte opsparing principielt dække alle aktiver i økonomien, og naturen betragtes her også som et aktiv. Aktiverne giver et afkast, som danner grundlag for den nuværende og den fremtidige velfærd. Skovene giver f.eks. afkast i form af tømmer, naturoplevelser samt levesteder til dyr og planter, som mennesker sætter pris på. En eventuel

negativ ægte opsparing betyder, at nationalformuen er faldet over året. Dette giver alt andet lige et lavere afkast til fremtidige generationer, hvilket giver lavere velfærd.

Bæredygtighed og velfærd

Der er en klar sammenhæng mellem begrebet ægte opsparing og begrebet bæredygtighed. Bæredygtighed kan fortolkes på mange måder. Begrebet er ikke mindst blevet kendt efter Brundtland-kommissionens rapport, jf. World Commission on Environment and Development (1987). Bæredygtighed blev her defineret som en udvikling, hvor opfyldelsen af de nulevende generationers behov ikke sker på bekostning af fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov. Definitionen blev suppleret med et krav om, at alle skal have deres basale behov opfyldt. Økonomer fortolker den første del af denne definition således, at fremtidige generationer skal have mulighed for mindst samme velfærdsniveau som nuværende generationer.

Ægte opsparing som bæredygtighedsmål

Velfærdsniveauet afhænger af forbruget af menneskeligt fremstillede varer og tjenesteydelser samt en række andre forhold, herunder natur- og miljøgoder. Produktionen og dermed forbruget af alle disse goder afhænger af, hvor mange aktiver der er til rådighed. Her betragtes aktiver i bred forstand som maskiner, menneskelige ressourcer og naturen. Flere aktiver øger de fremtidige forbrugsmuligheder, mens færre aktiver reducerer dem. I praksis vokser beholdningen af nogle aktiver over tid, mens andre mindskes. Da de forskellige typer af aktiver umiddelbart opgøres i forskellige enheder, er det vanskeligt at sige, om den samlede formue er steget eller faldet. Det er derfor nødvendigt at foretage en sammenvejning af værdien af de forskellige aktiver for at kunne vurdere, om forbrugsmulighederne i bred forstand er steget eller faldet, og om udviklingen dermed er bæredygtig. Hvor stor er eksempelvis gevinsten ved at plante ny skov eller bygge et nyt sygehus i forhold til tabet ved at udvinde nogle af ressourcerne i Nordsøen? Denne sammenligning af forskellige aktiver foretages mest praktisk ved at tilordne de enkelte aktiver en pris og dermed en værdi. Den ægte opsparing opgøres dermed som ændringen i den samlede værdi af samtlige medtagne aktiver, jf. boks III.1.

Boks III.1 Forbrugsmuligheder, ægte opsparing og bæredygtighed

Begrebet ægte opsparing er tæt knyttet til nationalformuen og befolkningens fremtidige velfærd. Nationalformuen i bred forstand – værdien af alle aktiver i økonomien – er grundlaget for fremtidig velfærd, og ændringer i denne formue i dag må nødvendigvis have konsekvenser for velfærden på et tidspunkt i fremtiden. En reduktion i mængden af maskiner vil betyde, at fremtidige generationer alt andet lige kan producere mindre. Ligeledes vil en ændring, der forværrer økosystemerne, betyde, at fremtidige generationer ikke kan få de samme naturoplevelser. En nedgang i nationalformuen vil således føre til et fald i det fremtidige velfærdsniveau. Ægte opsparing måler udviklingen i nationalformuen i bred forstand.

Nationalformuen i bred forstand og den ægte opsparing kan forklares med udgangspunkt i en samfundsvelfærdsfunktion:

$$V_t = \sum_{s=t}^{\infty} U(C_s) \frac{1}{(1+\delta)^{s-t}}, \quad \delta \geq 0.$$

Ligningen udtrykker samfundsvelfærden V_t på tidspunkt t som den tilbagediskonterede fremtidige strøm af elementarnytter (velfærd) U. Elementarnytterne afhænger af vektoren C_t, der omfatter alt, hvad folk tillægger (positiv eller negativ) værdi, såsom materielt forbrug, fritid, naturoplevelser, sundhed osv. δ er den samfundsmæssige diskonteringsrate. Udviklingen siges at være bæredygtig, hvis samfundsvelfærden ikke falder. Da samfundsvelfærden måles som en nutidsværdi, kræver beregningen principielt en prognose for økonomiens fremtidige udvikling. Denne fremtidige udvikling vil afhænge af økonomiens beholdning af aktiver, og derfor kan velfærdsfunktionen også udtrykkes som en funktion af vektoren af aktiver K_t:

$$V_t = V(K_t).$$

En forøgelse af et af aktiverne øger de nutidige og fremtidige forbrugsmuligheder og dermed også velfærden.

En bæredygtig udvikling defineres som en udvikling, hvor forbrugsmulighederne ikke er faldende over tid. For at opfylde denne definition skal et eventuelt fald i ét aktiv kompenseres af en stigning i et andet. Kompensationen afhænger af, hvor værdsat aktivet er. F.eks. skal der mange maskiner til at erstatte et unikt naturområde. Hvis der fandtes markedspriser, der afspejlede aktivernes sande værdier, kunne disse anvendes i opgørelsen. Imidlertid er der en række aktiver, for hvilke det gælder, at de ikke er værdisat på et marked. Det gælder eksempelvis naturen, der ofte er forbundet med positive ikke-markedsmæssige værdier. Det er derfor

nødvendigt at udarbejde skøn for disse værdier, når den ægte opsparing skal opgøres.

Priserne på de enkelte aktiver afspejler principielt set samfundets glæde af et aktiv i forhold til dets knaphed. Hvis der er mangel på et aktiv, vil det afspejles i en højere pris på aktivet, og der skal alt andet lige tilvejebringes en større mængde af andre aktiver for at give afkald på et aktiv, der er knaphed på.

Den ægte opsparing er udviklingen i værdien af alle aktiver:

$$\Delta W_t = \sum_i p_i \left(k_{i,t+1} - k_{i,t} \right),$$

hvor ΔW_t er den ægte opsparing, og $k_{i,t}$ er de i forskellige aktivtyper, der indgår i vektoren K_t, og p_i er prisen på det pågældende aktiv. $k_{i,t}$ repræsenterer principielt alle aktiver i økonomien, og naturen opfattes her som et aktiv. I praksis udelades nogle aktiver dog fra beregningen, idet der ikke findes mængdemæssige opgørelser af disse. Det gælder f.eks. biodiversiteten. Prisen p_i afhænger ikke af tiden, da opgørelsen foretages i faste priser. De anvendte priser er i udgangspunktet markedspriser, men for en række aktiver, der ikke eksisterer markedspriser for, er der udarbejdet skøn for priserne på baggrund af værdisætningsstudier.

Ikke-negativ ægte opsparing er en nødvendig betingelse for, at udviklingen er bæredygtig, idet negativ ægte opsparing vil reducere fremtidige generationers forbrugsmuligheder. Bæredygtighed udspringer ikke af økonomisk teori, men af en etisk overvejelse om, hvordan ressourcerne skal fordeles mellem nulevende og fremtidige generationer.

Økonomisk teori kan ikke fastlægge den rigtige/optimale størrelsesorden på den ægte opsparing. Den optimale størrelsesorden afhænger af befolkningens præferencer/livsanskuelse. Langsigtet vækst i velfærden kræver dog positiv ægte opsparing. En relativt stor ægte opsparing medfører relativt store stigninger i de fremtidige forbrugsmuligheder og dermed mulighed for relativt store stigninger i velfærden.

BNP er et upræcist mål for velfærd

Man har længe vidst, at BNP ikke er et fuldt dækkende mål for menneskers velfærd. BNP er udelukkende en indikator for den markedsmæssige produktion. Nogle former for produktion bidrager ikke til at forbedre velfærden, men forhindrer faldende velfærd. Det gælder f.eks. udgifter til

brandslukning og andre præventive foranstaltninger. BNP inddrager heller ikke værdien af fritid; BNP ville falde, hvis folk valgte at arbejde mindre, men det er ikke oplagt, at et sådan valg ville føre til lavere livskvalitet. En anden mangel ved BNP som velfærdsmål er, at det ikke medregner hjemmeproduktion. Et restaurantbesøg medregnes eksempelvis til BNP, mens et hjemmelavet måltid, der nydes sammen med familien, ikke regnes med. På trods af disse klassiske problemer betragtes BNP traditionelt som en vigtig økonomisk indikator. Der er imidlertid en anden type af problemer med BNP som mål for velfærd pga. afledte effekter af den økonomiske aktivitet på miljø og naturressourcer.

Grønt nationalregnskab som velfærdsmål

Økonomer har længe arbejdet med grønne nationalregnskaber som alternativ til det traditionelle bruttonationalprodukt (BNP). Der er dog adskillige udfordringer forbundet med at udarbejde grønne nationalregnskaber eller grønt BNP, og i praksis foretages ikke alle nødvendige korrektioner. Opgørelsen af grønt BNP kan tage udgangspunkt i nettonationalindkomsten (NNI), som er BNP tillagt nettoindkomst fra udlandet og fratrukket forbruget af fast realkapital. NNI kan fortolkes som den indkomst, der kan opretholdes uden at forringe forbrugsmulighederne for fremtidige generationer. Ved opgørelsen af grønt BNP korrigeres NNI for forbruget af naturressourcer. Ændringen i en beholdning af naturkapital, som f.eks. nedbringningen af olieforekomsterne i Nordsøen, betragtes på linje med forbrug af fast realkapital. De grønne nationalregnskaber korrigerer også for det slid, der sker på natur og miljø. Der foretages principielt også korrektioner vedrørende miljøgoder, der påvirker den umiddelbare velfærd, som f.eks. positive korrektioner funderet i de glæder, naturen giver os, og negative korrektioner funderet i de gener, den menneskelige aktivitet skaber (støj og lugt mv.). Grønt BNP angiver dermed ideelt set det forbrug, der kan opretholdes samtidig med, at nationalformuen i bred forstand holdes konstant. Grønt BNP kan således betragtes som et velfærdsmål.

Ægte opsparing mere operationelt

Teoretisk set kan ægte opsparing udledes fra grønt BNP. Definitorisk svarer ægte opsparing til grønt BNP fratrukket forbruget (inkl. forbruget af ikke-markedsmæssige naturgoder). Der er væsentligt større udfordringer forbundet med

at opgøre grønt BNP korrekt, end der er ved at opgøre den ægte opsparing. Grønt BNP kræver ideelt set en opgørelse af naturens direkte bidrag til velfærden (forbruget af ikke-markedsmæssige naturgoder), som ikke er nødvendig i opgørelsen af den ægte opsparing. Ved opgørelsen af et grønt BNP skal man eksempelvis indregne værdien af den strøm af velfærd, som aktivet "ren luft" giver anledning til over et år, og hvor meget værdien af aktivet har ændret sig over året. Ved opgørelse af den ægte opsparing skal kun den sidste del indregnes. Værdiændringen kan f.eks. opgøres som forureningens omfang gange et estimat af skades-omfanget pr. enhed. Det kræver således mindre information at udarbejde en retvisende opgørelse af den ægte opsparing, og ofte er det i virkeligheden den ægte opsparing, der er af interesse. Størrelsen af den ægte opsparing giver nemlig en god indikation på det fundamentale spørgsmål, om vi efterlader de kommende generationer lige så gode muligheder som nuværende generationer, når alle former for kapital regnes med, herunder brug af naturressourcer og forurening.

Ægte opsparing er et bredere velfærdsmål…

Ægte opsparing dækker i princippet alle former for aktiver, men visse aktiver er meget vanskelige at opgøre i praksis. Det kan betyde, at væsentlige værdier udelades fra opgørelsen. F.eks. er det i praksis ikke muligt at opgøre (endsige værdisætte) den samlede mængde af rekreative goder eller biologisk mangfoldighed, som er væsentlige komponenter af de immaterielle goder, der knytter sig til naturen. Metoder til værdisætning af ændringer i udbuddet af natur- og rekreative goder er velafprøvede – også i Danmark – men på grund af problemerne med at måle omfanget af disse goder er grundlaget for opregning fra disse værdisætningsstudier til en samlet kapitalværdi ikke til stede. I praksis dækker ægte opsparing derfor ikke alle former for aktiver. De aktiver, der ikke kvantificeres, kan være mindst lige så vigtige som de kvantificerbare aktiver, og udviklingen i de ikke-kvantificerbare aktiver bør derfor overvåges særskilt for at skabe en samlet vurdering af, om nationalformuen vokser i bred forstand. Selv om ægte opsparing ikke er et perfekt mål, inddrager det dog i højere grad end det traditionelle BNP de ikke-markedsmæssige aspekter af den menneskelige behovstilfredsstillelse, og

… men dækker dog ikke alt

ægte opsparing vil derfor give et bredere billede af udviklingen i menneskers velfærd.

Ægte opsparing er (kun) mål for svag bæredygtighed

Inden for økonomi skelnes der mellem stærk bæredygtighed, hvor det antages, at der kun er begrænsede muligheder for at erstatte natur med menneskeskabt kapital, og svag bæredygtighed, hvor naturkapital antages at kunne erstattes af andre kapitaltyper. Begrebet ægte opsparing bygger på en antagelse om, at det er muligt at erstatte naturkapital med menneskeskabt kapital, og ægte opsparing kan derfor kun bruges som et mål for svag bæredygtighed. Der kan argumenteres for, at visse typer af naturkapital er noget helt særligt, der ikke kan erstattes af menneskeskabt kapital. Det bygger på en opfattelse af, at naturen er ukrænkelig. Dette er en snæver opfattelse af begrebet stærk bæredygtighed, der i sidste ende betyder, at disse typer naturkapital skal efterlades uberørt til de kommende generationer.

Ægte opsparing kun relevant for små ændringer

En mere bred opfattelse af stærk bæredygtighed er, at naturkapital i begrænset omfang kan erstattes af menneskeskabt kapital, men hvis naturkapitalen kommer under en kritisk grænse, så vil det gøre uoprettelig og uvurderligt stor skade på den menneskelige velfærd. Ægte opsparing fanger delvist denne problemstilling. Jo tættere naturkapitalen kommer på den kritiske værdi, jo større vil den faktiske værdi af den tilbageværende naturkapital være. Hvis naturkapitalen er meget tæt på den kritiske grænse, så vil den være næsten uendeligt meget værd, og intet kan i praksis erstatte den. Derfor er det vigtigt at understrege, at den ægte opsparing kun er et relevant mål for relativt små forskydninger mellem de forskellige kapitaltyper.

Behov for andre bæredygtighedsindikatorer

Nogle naturressourcer danner grundlag for den menneskelige eksistens. For visse af naturens funktioner, især de livsunderstøttende, findes der givetvis en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride. Der skal f.eks. være en tilstrækkelig koncentration af ilt i atmosfæren, for at mennesket kan overleve. Det er således oplagt, at ikke al naturkapital kan erstattes med menneskeskabt kapital. Andre naturressourcer kan vurderes at være ukrænkelige, f.eks. en arts muligheder for at overleve eller fremtidige generationers mulighed for

at opleve et unikt stykke natur. I det omfang der eksisterer sådanne uvurderlige naturtyper, kan de ikke meningsfuldt indgå i den ægte opsparing. Ægte opsparing kan derfor ikke stå alene som bæredygtighedsmål, og der er behov for selvstændigt at overvåge udviklingen i livsunderstøttende og ukrænkelige naturtyper.

Ægte opsparing er en usikker indikator

Der er stor usikkerhed forbundet med at vurdere værdien af naturkapitalen. De valg, der tages i dag, kan have konsekvenser langt ude i fremtiden. Det gælder ikke mindst på klimaområdet. Forbruget af naturkapital i dag vil derfor have konsekvenser for fremtidige generationer, som måske vil værdsætte et stykke natur højere, end nulevende generationer gør. Desuden kan velstandsstigninger betyde, at nogle naturressourcer har en højere værdi i fremtiden end i dag, ligesom der kan opstå miljøproblemer, som ikke kan forudsiges i dag. Dette underbygger behovet for at overvåge udviklingen i livsunderstøttende og ukrænkelige naturgoder og eventuelt forfølge et forsigtighedsprincip med henblik på bevarelsen af disse.

Hartwicks regel og forvaltning af naturressourcer

En målsætning om at opretholde en ægte opsparing, der ikke er negativ, kan danne en ramme for forvaltningen af vores naturressourcer. Problemstillingen kan tænkes som en generalisering af den såkaldte Hartwicks regel, der foreskriver, hvordan en naturressource, der efterhånden udtømmes, bør håndteres. Reglen foreskriver, at ressourcerenten[1] fra ikke-fornybare naturressourcer som f.eks. olie bør investeres i menneskeskabt kapital. Udvindingen af olie er en nedbrydning af denne type naturkapital, som ikke kan genbruges af fremtidige generationer. De bør derfor kompenseres ved, at de nulevende generationer efterlader menneskeskabt kapital i stedet. Det kan også udtrykkes sådan, at ressourcerenten fra ikke-fornybare naturressourcer skal geninvesteres i anden kapital, jf. boks III.2.

1) Ressourcerenten er et udtryk for den værdi, som naturen har skabt, jf. boks III.5 i afsnit III.4.

Boks III.2 Hartwicks regel

Hartwicks regel foreskriver, at ressourcerenten fra ikke-fornybare naturressourcer skal geninvesteres i menneskeskabt kapital. Alternativt kan en nedbringelse af den ikke-fornybare ressource modsvares af en opbygning af en anden type naturkapital. Reglen betyder, at den samlede formue i økonomien i form af værdien af de ikke-fornybare naturressourcer og værdien af anden kapital bevares uændret over tid. Sagt på en anden måde understøtter reglen Brundtland-kommissionens konklusion om, at opfyldelse af de nulevende generationers behov ikke sker på bekostning af fremtidige generationers behov. Overholdelse af Hartwicks regel giver således en bæredygtig udvikling.

Reglen bygger dog på nogle afgørende antagelser. Det er således antaget, at produktionsteknologien tillader, at der kan substitueres imellem de ikke-fornybare naturressourcer og anden kapital. Hvis en ikke-fornybar naturressource er essentiel for produktionsprocessen, så kan mangel på denne medføre et kollaps i økonomien.

Hartwicks regel og fornybare ressourcer

Den årlige tilvækst i en bestand af fornybare naturressourcer som fisk eller afgrøder kan forbruges af de enkelte generationer, uden at den samlede bestand formindskes. Hvis en generation nedbryder en fornybar naturressource, skal den imidlertid efterlade en anden type kapital til de fremtidige generationer i stedet, hvis udviklingen skal kunne siges at være bæredygtig. Dette er parallelt til Hartwicks regel for ikke-fornybare naturressourcer.

Priser er afgørende

Ved opgørelsen af den ægte opsparing prisfastsættes marginale ændringer i de enkelte aktiver. I en række tilfælde er det dog særdeles vanskeligt at prissætte de forskellige kapitaltyper korrekt. Der eksisterer således ikke markedspriser for alle aktiver, herunder en stor del af naturkapitalen. Derfor er det nødvendigt at anslå priserne på en lang række naturgoder. Det gælder f.eks. for klimaet. For andre aktiver eksisterer der priser, som ikke afspejler aktivets sande samfundsmæssige værdi. Nogle typer af naturkapital bliver handlet til priser, der kun afspejler produktionsværdien. Denne pris kan være undervurderet, fordi naturkapital også giver et afkast til samfundet, som ikke værdisættes i handler. Det gælder f.eks. skov, som handles til priser, der afspejler værdien af hugstmuligheder og jagtrettigheder mv.,

men ikke den værdi, folk tillægger det at gå en tur i skoven eller værdien af økosystemet. I det tilfælde er det nødvendigt at vurdere og medregne værdien af det ikke-markedsmæssige afkast. For at kunne foretage en forsvarlig sammenligning på tværs af aktiver skal de anvendte priser afspejle de væsentligste afkast og omkostninger ved aktiverne, herunder også ikke-markedsmæssige afkast og omkostninger.

Tilnærmelsesvis korrekte priser ved små ændringer

De markedspriser, der kan observeres, gælder for køb af en begrænset mængde goder eller aktiver. Økonomer siger, at priserne repræsenterer marginalværdien. Marginalværdien af et aktiv repræsenterer ikke nødvendigvis værdien af alle enhederne af aktivet, selvom de er helt ens. Betragtes eksempelvis rent drikkevand, som der i øjeblikket er rigeligt af, gælder det, at selvom det er en afgørende faktor for menneskers levevilkår, så er prisen relativt lav. Hvis der kun var en meget begrænset mængde rent drikkevand, så ville prisen sandsynligvis være enormt høj. Der kan også eksistere aktiver, hvor prisen stiger med mængden, f.eks. skal der en vis mængde træer til, før en skov bliver interessant at besøge. I de følgende beregninger antages det, at marginalværdien er repræsentativ for alle aktiverne. Det kan give en over- eller undervurdering af aktivernes værdi. Den ægte opsparing er imidlertid en opgørelse af ændringerne i aktivernes værdi, og for små ændringer vil marginalværdien være tilnærmelsesvis korrekt.

Markedspriser er en pragmatisk løsning

Markedspriser repræsenterer ikke nødvendigvis den sande samfundsmæssige værdi, selv for kapitalgoder, der kun har markedsmæssige afkast. Det skyldes såkaldt incidens. Skat på jord betyder eksempelvis, at ejeren ikke selv opnår det fulde afkast, og skatten betyder derfor, at jord handles til en lavere pris end den fulde samfundsmæssige værdi. Andre offentlige tiltag som eksempelvis subsidier og infrastruktur trækker dog i retning af højere jordpriser, og det kan derfor ikke umiddelbart afgøres, om markedspriserne er for høje eller for lave. Opgørelsen af den ægte opsparing, der præsenteres her, tager af praktiske grunde udgangspunkt i markedspriser, når disse findes. I de tilfælde, hvor der ikke findes en markedspris, eller hvor markedsprisen ikke afspej-

ler godets samfundsmæssige værdi, anvendes priser baseret på værdisætningsstudier, hvor disse er tilgængelige.

Der er anvendt faste priser

En væsentlig selvstændig problemstilling er behandlingen af ændringer i de relative priser på kapitalgoderne i perioden. Det er valgt at præsentere den ægte opsparing i faste 2005-priser. Dette er ikke uproblematisk, da det kan give en unøjagtig sammenvejning af de forskellige kapitalgoder. Hvis prisen på et gode stiger i forhold til de øvrige goder, vil værdien af dette kapitalgode være undervurderet i opgørelsen, når der anvendes faste priser. Det omvendte gør sig gældende, hvis den relative pris på et kapitalgode falder.

Kapitalgevinster er en uløst udfordring

For nogle kapitaltyper kan det være særligt relevant at medregne relative prisændringer, altså kapitalgevinster og kapitaltab. Som eksempel kan nævnes olie, der generelt er steget mere i pris end andre goder. Stigende oliepriser forøger værdien af den olie, der findes i Danmarks del af Nordsøen, og repræsenterer dermed en stigning i den samlede nationalformue. For lande, der importerer olie, medfører disse prisstigninger imidlertid et tilsvarende tab for deres fremtidige forbrugsmuligheder og dermed et fald i deres ægte formue. Sådanne prisændringer vil altså påvirke den ægte formueopgørelse både hos lande, der er nettoeksportører af det pågældende kapitalgode eller de ydelser, det kaster af sig, og hos lande, der er nettoimportører. For Danmarks vedkommende burde sådanne kapitalgevinster og tab dermed ikke blot beregnes for de kapitalgoder, vi tilfældigvis ejer, som eksempelvis olie og gas i Nordsøen, men også for alle andre naturressourcer som kul, metaller osv. Hvis sådanne varer stiger i pris, påføres Danmark et kapitaltab. En beregning af dette tab skal tage udgangspunkt i et skøn for det fremtidige danske forbrug af de pågældende råvarer. Principielt skal der beregnes kapitaltab på alle varer, vi er nettoimportører af, og kapitalgevinster på alle varer, vi er nettoeksportører af – ikke kun naturressourcer. Da dette i praksis er uoverkommeligt at gøre konsekvent, udelades alle ændringer i de relative priser fra beregningerne i kapitlet. Dog præsenteres i afsnit III.4 en beregning af, hvilken betydning denne undladelse har specielt for Nordsøressourcerne.

Vækst kræver strengt positiv opsparing

Selvom en ægte opsparing, der er ikke-negativ, er en indikation for bæredygtighed, kan samfundet godt have en målsætning om, at den ægte opsparing skal være endnu højere. Igennem de seneste mange år har væksten i BNP været i størrelsesordenen 2 pct. i gennemsnit om året, og mange er optaget af, at der fortsat skal være vækst i fremtiden. Hvis den ægte opsparing er nul, er det et udtryk for, at den menneskelige behovstilfredsstillelse/velfærd er uændret. Perioden siden den industrielle revolution har været karakteriseret af nærmest konstant fremgang i velstanden og sandsynligvis også en konstant fremgang i velfærden. Fortsat fremgang i velfærden kræver en positiv ægte opsparing, der kan give et større forbrug i bred forstand. Økonomisk teori kan dog ikke sige noget om den optimale størrelsesorden på den ægte opsparing.

Korrektion for befolkningsvækst?

Et samfundsmål kan være at maksimere forbrugsmulighederne pr. individ. Derfor er det også relevant at betragte udviklingen i den ægte opsparing pr. individ. Hvis vækstraten i formuen er lavere end befolkningsvækstraten, vil de fremtidige generationers forbrugsmuligheder pr. individ blive reduceret. En beregning af vækstraten i den ægte formue vil kræve, at der beregnes et mål for den samlede formue inklusive al naturkapital. Det er i praksis umuligt at opgøre den ægte formue, da det vil kræve værdisætning af den totale værdi af naturen, herunder klimaet. Klimaet er livsunderstøttende, og det kan være uvurderligt, jf. diskussionen vedrørende kritisk naturkapital ovenfor. Derfor er der ikke udarbejdet et skøn for den totale værdi af naturen, og derfor kan der heller ikke udarbejdes skøn for udviklingen i den ægte opsparing pr. individ, der inddrager værdien af klimaet.

Gængs diskonteringsrente

Ved værdifastsættelsen af nogle kapitalgoder har det været nødvendigt at beregne værdien med udgangspunkt i skøn for de fremtidige afkast af godet. Disse afkast er tilbagediskonteret med en realrente på 3 pct. Den samme forudsætning for renten benyttes af De Økonomiske Råd i beregninger af den finanspolitiske holdbarhed og andre langsigtede beregninger. Niveauet er i overensstemmelse med det gennemsnitlige niveau for realrenten, som lange danske

tidsserier for statsobligationer har påvist, jf. Abildgren (2005).

Dansk formue frem for bidrag til global formue

Nærværende opgørelse af den ægte opsparing har til formål at måle, hvorvidt danskernes forbrugsmuligheder stiger eller falder over tid, uanset om årsagerne til en ændring udgår fra Danmark selv eller fra den omgivende verden. Danskerne er i høj grad selv herrer over de fremtidige forbrugsmuligheder, og omfattende investeringer i uddannelse, maskiner og bygninger har bidraget væsentligt til at øge danskernes forbrugsmuligheder. Vi bliver dog også påvirket af verden omkring os. Klimaforandringerne er et globalt problem, og de globale CO_2-udledninger forringer de fremtidige forbrugsmuligheder. Disse forringelser er medregnet som et negativt bidrag til den danske ægte opsparing. Andre opgørelser af den ægte opsparing tager udgangspunkt i de enkelte landes bidrag til den globale ægte opsparing. I en sådan opgørelse er det kun det enkelte lands egen udledning af CO_2, der påvirker den valgte definition af ægte opsparing. Opgørelsen, der præsenteres i dette kapital, tager udgangspunkt i de globale CO_2-udledningers påvirkninger af de danske forbrugsmuligheder. Et andet globalt formuegode er videnskapital. Udenlandsk forskning og udvikling kan i et vist omfang benyttes i Danmark og bidrager derfor positivt til den danske ægte opsparing. Derfor skønnes der over udenlandsk forskning og udviklings bidrag til Danmark.

Opsummering

Dette afsnit beskriver de principper og vigtige forudsætninger, der ligger til grund for beregningen af den ægte opsparing i kapitlet. Ægte opsparing er et mål for udviklingen i befolkningens forbrugsmuligheder i bred forstand og kan benyttes som en indikator for svag bæredygtighed. Ægte opsparing er dermed et væsentligt supplement til de traditionelt anvendte opgørelser af vækst og opsparing.

Vigtige forudsætninger bag opgørelsen af ægte opsparing:

- En del af den ægte opsparing kommer til Danmark udefra og følger af forhold, der er svære at påvirke, som f.eks. klimaændringer og udenlandsk forskningsindsats.

- Begrebet ægte opsparing bygger på en antagelse om, at det er muligt at erstatte et aktiv med et andet af samme værdi.
- I beregningerne er der benyttet markedspriser, hvor det er muligt. Aktiver, hvor der ikke findes markedspriser, værdisættes med udgangspunkt i værdisætningsstudier.
- Opgørelsen foretages i faste priser, og den kan således betragtes som en udvikling i mængden af aktiver.
- I opgørelsen ses der bort fra de danske kapitalgevinster fra olie- og gasressourcerne i Nordsøen. Der ses også bort fra kapitaltab på importerede varer.
- I beregningerne har det for nogle aktivtyper været nødvendigt at beregne værdier ud fra den tilbagediskonterede værdi af fremtidige afkast. I den forbindelse benyttes en real diskonteringsrente på 3 pct.
- Den ægte opsparing beregnes for Danmark under ét og ikke pr. individ. Det er ikke praktisk muligt at beregne den ægte opsparing pr. individ.

III.3 Miljøgoder

Klimaproblemet

Klimaforandringer forringer Danmarks velfærd

Det vigtigste enkeltstående miljøproblem er sandsynligvis drivhuseffekten. Der udledes årligt på hele jordkloden store mængder drivhusgasser, som hober sig op i atmosfæren og medfører globale klimaændringer. Der er hermed tale om et globalt forureningsproblem, hvor den formodede virkning af et ton udledt drivhusgas er den samme, uanset hvor udledningen sker. Den specifikt danske udledning af drivhusgasser (og udledningen i vores nærområder) er dermed irrelevant, når de formodede konsekvenser for Danmark af drivhuseffekten skal kvantificeres. Det, der betyder noget, er den samlede globale udledning af drivhusgasser og betydningen heraf for danskernes økonomi og velfærd.

Udledninger forbliver i atmosfæren i mange år

Drivhusgasserne i atmosfæren udgør en beholdning. Udledning af et ton CO_2 i dag påfører derfor skadesomkostninger i mange år fremover. Effekten formindskes dog gradvis over tid, idet CO_2-molekylerne efterhånden absorberes fra atmosfæren pga. forskellige biokemiske processer (kulstofkredsløbet). Når udviklingen i Danmarks "klimakapital" skal opgøres, burde man altså principielt tage udgangspunkt i ændringen i beholdningen af drivhusgasser i atmosfæren (udledninger fratrukket "afskrivninger"), prissat med en passende vurdering af omkostningen herved for vores velfærd.

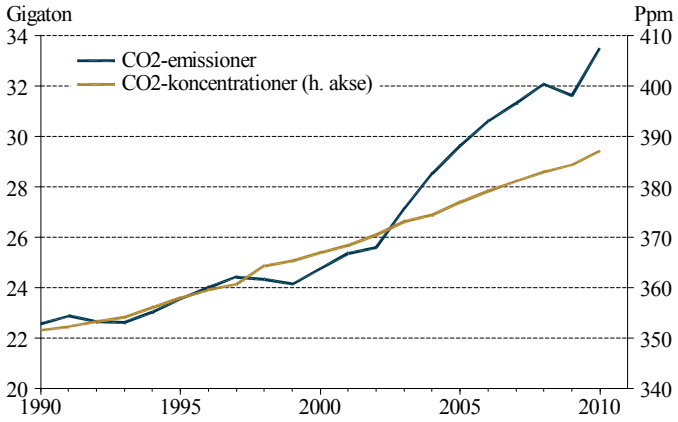
Globale udledninger af CO_2 og andre drivhusgasser stiger

De priser, der anvendes i beregningerne, er imidlertid udregnet i forhold til udledninger, hvor der i selve prisberegningen er taget højde for, at atmosfærens indhold af drivhusgasser i et år pga. kulstofkredsløbet ikke forøges med summen af udledningerne pga. den nævnte absorberingsproces. Derfor tager de følgende beregninger direkte udgangspunkt i de årlige udledninger af drivhusgasser. Ud over kuldioxid, som udgør knap tre fjerdedele af udledningerne, drejer det sig om bl.a. metan og lattergas. Omregnet til CO_2-ækvivalenter udgjorde de samlede udledninger af drivhusgasser godt 32 gigaton i 1990, stigende til ca. 45 gigaton i 2010. Det svarer til, at udledningerne gennemsnitligt er vokset med ca. 1¾ pct. årligt i gennemsnit i perioden. Såvel udviklingen i koncentrationen i atmosfæren som de årlige udledninger af den vigtigste drivhusgas, CO_2, vises i figur III.1.

Vanskeligt at værdisætte skaderne for Danmark direkte

Mens der er relativt sikre tal for udledningerne og koncentrationen af drivhusgasser, er der meget stor usikkerhed om, hvad en retvisende prissætning er. Det gælder i særdeleshed de specifikt danske skadesvirkninger ved en given klimaudvikling. Der findes studier for mulige effekter i Danmark af ændrede klimaforhold på enkelte områder, jf. f. eks. Olesen mfl. (2006), men ikke nogen grundig kvantificering af samtlige de mange forhold, der kan tænkes at ændre sig.

Figur III.1 Udledninger og koncentration af CO_2



Anm.: Ppm står for parts per million (milliontedele).

Kilde: Verdensbanken, det amerikanske energiministerium og US Environmental Protection Agency.

Udgangspunkt i globale omkostninger

Her tages udgangspunkt i den omfattende økonomiske litteratur, der forsøger at opgøre de globale omkostninger ved drivhusproblemet. Med udgangspunkt i den regionale klimamodel RICE beregnes i første omgang den andel af de samlede globale skader, som kan henregnes til Vesteuropa. Herefter findes omkostningerne for Danmark ved at antage, at skaderne inden for Vesteuropa fordeler sig proportionalt med BNP. Dette svarer til fremgangsmåden i Arrow mfl. (2010).

Over 300 bud på klimaomkostninger

Siden starten af 1990'erne er der blevet udarbejdet adskillige økonomiske analyser, der forsøger at beregne omkostningerne ved forskellige mulige klimaforløb. Tol (2011a) giver en oversigt over mere end 60 studier med tilsammen over 300 opgørelser af de marginale omkostninger ved CO_2-udslip. Alle studierne bygger dog i sidste ende blot på ni forskellige grundlæggende modelfremstillinger af følgerne af drivhuseffekten. Opgørelserne adskiller sig på mange måder, men indregner typisk formodede konsekvenser af klimaændringer for landbrugs- og skovbrugsproduktion, vandressourcer, kystområder, energiforbrug, luftkvalitet, ekstreme vejrfænomener som storme samt direkte helbreds-

effekter. En række af disse effekter kan være både positive og negative; især for ret moderate stigninger i temperaturen beregner nogle studier således, at visse områder kan opleve en nettogevinst ved et varmere klima.

Beregningerne tager ikke højde for alt

Fælles for de fleste af studierne er, at der er en række mulige effekter af klimaændringer, som ikke medtages i beregningerne. Det gælder bl.a. indregning af muligheden for ekstreme klimascenarier som ændringer i havstrømme eller et massivt udslip af metan fra smeltende permafrost. Her er tale om fænomener, som anses for at være usandsynlige, men dog ikke helt kan udelukkes, og som kan få ganske voldsomme velfærdskonsekvenser, hvis de opstår. De fleste scenarier betragter kun perioden frem til 2100, selvom de fleste naturvidenskabelige undersøgelser peger på, at klimaeffekterne formodentlig vil vokse over tid og muligvis endda accelerere efter 2100, jf. Tol (2011a). Ved ikke at medtage konsekvenser efter dette århundrede undervurderes omkostningerne, især hvis diskonteringsraten er beskeden.

Enorm usikkerhed i tallene

Der er en enorm usikkerhed på mange forskellige niveauer forbundet med at komme frem til et brugbart bud på omkostningen ved CO_2-udslip. Resultaterne i de studier, der nævnes i Tol (2011a), varierer således fra en pris på omkring minus 13 kroner pr. ton CO_2 (altså en *gevinst* ved CO_2-udledning) til en omkostning på 4860 kr. pr. ton. Gennemsnittet af alle beregningerne ligger på 178 kr. pr. ton (alle tal er 2005-priser).

Boks III.3 Diskontering i klimaspørgsmål

Et vigtigt spørgsmål i klimaøkonomien er, hvordan fremtidige gevinster og omkostninger skal tilbagediskonteres til beløb i dag. En frugtbar måde at illustrere problemet er at opstille den såkaldte Ramseyregel:

$$r = p + e \cdot g,$$

hvor r er diskonteringsraten, som afhænger af den rene tidspræferencerate p, vækstraten i forbruget g og den såkaldte grænsenytteelasticitet for forbruget e.

Ramseyreglen indgår i mange enkle optimale vækstmodeller. Tidspræferenceraten p er et mål for samfundets utålmodighed: Hvor meget mindre vægt vil man lægge på forbrug og velfærd for fremtidige generationer, udelukkende fordi de er født på et senere tidspunkt? Det er naturligt, at mange privatøkonomiske dispositioner indeholder et element af utålmodighed og derfor kræver en præmie for at udskyde forbrug. Når det drejer sig om overordnede samfundsøkonomiske problemstillinger (her i virkeligheden hele verdenssamfundets fremtidige forbrugsmuligheder i bred forstand), er der imidlertid et etisk problem forbundet med at lægge mindre vægt på fremtidige generationers velfærd. Det er derfor naturligt at anvende en meget lav tidspræferencerate. Dette er også konsistent med selve princippet om bæredygtighed, der tilsiger, at fremtidige generationer ikke bør stilles ringere end nuværende. Der kan dog argumenteres for, at den samfundsmæssige tidspræferencerate trods alt bør være positiv. Der er nemlig en vis, omend meget lille, sandsynlighed for, at menneskeheden går til grunde som følge af en voldsom katastrofe (som meteornedslag eller atomkrig). Der er altså en meget lille risiko for, at der ikke vil være nogle mennesker om 100 år, hvilket er en selvstændig begrundelse for at give forbrug på dette tidspunkt lidt lavere vægt.

Som det fremgår af Ramseyreglen, indebærer en tidspræferencerate nær 0 imidlertid ikke, at diskonteringsraten også skal være meget tæt på 0. Det må nemlig forventes, at den økonomiske vækst fortsat vil være positiv og fremtidige generationer dermed rigere, end vi er i dag. Og nytteværdien af forbrug vil normalt blive mindre, jo rigere man er. Hvor meget nytten falder af en given forbrugsvækst, afspejles af grænsenytteelasticiteten e. For denne størrelse anvendes ofte værdien 1 eller højere. Med en antagelse om en global real vækstrate fremadrettet på 2 pct. og en grænsenytteelasticitet på 1½ vil diskonteringsraten således være 3 pct., hvilket er lig med den reale diskonteringsrate, som De Økonomiske Råd normalt anvender i forbindelse med langsigtede økonomiske beregninger. Denne er dog ikke udledt ud fra ovenstående ræsonnement, men ud fra empiri om realforrentningen af danske statsobligationer, jf. afsnit III.2.

Utålmodighed bør ikke medregnes

Der er vældig mange forskellige årsager til de meget forskellige skøn, og Tol opdeler også studierne i undergrupper efter diverse kriterier. En af de vigtige forskelle går på, hvilken tidspræferencerate de forskellige studier har anvendt. Da omkostningerne ved at udlede et ton CO_2 i eksempelvis 2005 indfinder sig mange år ude i fremtiden, er det afgørende, hvordan disse omkostninger tilbagediskonteres til udledningsåret. Et af de vigtige elementer i diskonteringsraten er tidspræferenceraten, altså hvor meget mindre vægt man lægger på fremtidig velfærd i forhold til nutidig velfærd. Mange af de refererede studier i Tol anvender en tidspræferencerate på tre procent, hvilket medfører en relativt høj samlet diskonteringsrate, jf. boks III.3. Det virker dog i modstrid med en målsætning om bæredygtighed at lægge mindre vægt på fremtidige generationers velfærd, udelukkende fordi disse lever på et senere tidspunkt. Derfor tages her udgangspunkt i den delmængde af studierne, som anvender en tidspræferencerate på 0. Det gælder i alt 53 beregninger i Tol (2011b), og de angiver en gennemsnitlig CO_2-pris på 407 kr.

253 kr. pr. ton CO_2 anvendes som bedste centrale skøn

En anden underopdeling, som Tol foretager, er i studier, der har været underkastet en videnskabelig fagfællebedømmelse, og studier, der (endnu) ikke har. En sådan bedømmelse anses normalt for at give en vis garanti for videnskabelig kvalitet. Blandt de nævnte 53 beregninger har de 37 gennemgået en sådan bedømmelse af andre forskere. Inden for denne undergruppe er den laveste pris 25 kr., den højeste 1195 kr., og gennemsnittet ligger på 253 kr. (stadig i 2005-priser). Denne gennemsnitlige pris anvendes som udgangspunkt for betydningen af klimaproblemerne i beregningen af den ægte opsparing. Det bør imidlertid gentages, at der er en ekstremt stor usikkerhed mht. størrelsen af de formodede omkostninger ved drivhusproblemet.

Vesteuropas andel af globale omkostninger relativt høje

Anvendes den nævnte pris på 253 kr. pr. ton CO_2, kan de globale omkostninger ved et års udledning af drivhusgasser og dermed nedgangen i den globale klimakapital beregnes. Næste skridt er at give et skøn for, hvor stor en del af denne omkostning der tilfalder Danmark. Her benyttes som nævnt samme metode som i Arrow mfl. (2010): De europæiske OECD-landes andel af de samlede globale omkostninger

beregnes ud fra den økonomiske model RICE, som er en af de kendteste globale økonomiske klimamodeller med regional opdeling, jf. Nordhaus og Boyer (2002). I den anvendte RICE-beregning rammes Vesteuropa relativt hårdt, nemlig næsten dobbelt så hårdt som hele verden relativt til områdets BNP. En del af disse skader skyldes dog omkostninger for landbrugserhvervet. Da beregninger tyder på, at dansk landbrug ikke behøver at tabe ved et varmere klima, men måske kan få en beskeden gevinst, jf. Olesen mfl. (2006), korrigeres herfor. Klimaomkostningerne eksklusive landbrug som andel af BNP for de europæiske OECD-lande er 56 pct. større end det tilsvarende tal for hele verden. Det antages, at de danske klimaskader som andel af BNP er proportionale med de beregnede for alle de europæiske OECD-lande. Derfor regnes der med, at Danmarks andel af de globale skader i hvert år udgør 1,56 gange vores andel af globalt BNP, som er godt ½ pct.[2]

Centralt skøn for nedsparing i klimakapital er ca. 6 pct. af BNP årligt

Resultatet bliver, at nedgangen i Danmarks klimakapital i gennemsnit udgør knap 6 pct. af dansk BNP årligt, jf. figur III.2. Da udviklingen over tid er entydigt bestemt af udviklingen i det globale udslip af klimagasser, og disse over hele perioden er vokset med omtrent samme rate som Danmarks BNP (ca. 1¾ pct.), udgør det negative bidrag til den ægte opsparing nogenlunde samme andel af BNP i 1990 og 2010.

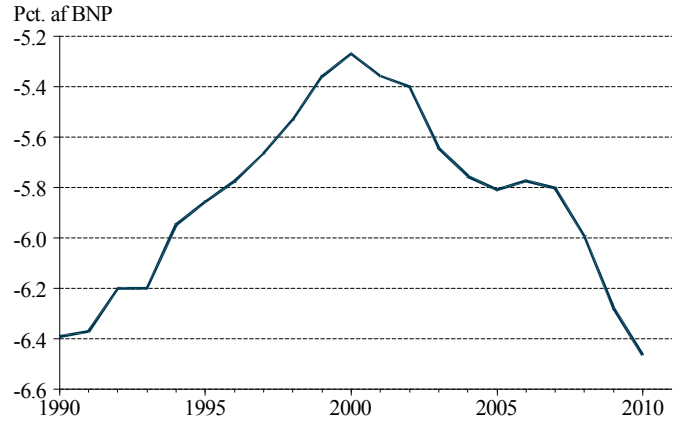
Alternativ prissætning kan medføre tab fra ½ til 27½ pct. af BNP årligt

Beregningen af klimakapitalens bidrag til den ægte opsparing er ikke bare afhængig af de globale udledninger af drihusgasser, men også af den anvendte pris. Hvis man i stedet havde anvendt hhv. en pris på 25 og 1195 kr. svarende til henholdsvis den laveste og den højeste pris blandt de betragtede studier, ville nedsparingen således have været på henholdsvis ½ og 27½ pct. af BNP. I Tols samlede oversigt eksisterer der endda beregninger, der giver endnu lavere

2) Der er anvendt almindelige valutakurser til at beregne Danmarks andel af globalt BNP i stedet for købekraftskorrigerede. Isoleret set er det mere korrekt at købekraftskorrigere. Imidlertid burde omkostningen (CO_2-prisen) så købekraftskorrigeres tilsvarende, hvorved man vil få det samme slutresultat, som hvis der ikke købekraftskorrigeres.

eller højere CO_2-omkostninger. Nedgangen i klimakapitalen kan altså vurderes til at være alt fra omtrent ubetydelig til helt afgørende for udviklingen i vores forbrugsmuligheder. Med det centrale prisskøn på 253 kr. pr. ton CO_2 udgør bidraget fra udviklingen i klimakapital en af de største enkeltposter i den ægte opsparing.

Figur III.2 Ændring i klimakapital



Kilde: Egne beregninger.

Omkostningerne ved Danmarks egne udledninger er kun kvart så store

Hvis man alternativt havde taget udgangspunkt i værdien af de drivhusgasser, som Danmark selv udleder, ville resultatet være langt mere beskedent, nemlig gennemsnitligt 1,2 pct. af BNP. De fremtidige omkostninger for Danmark ved drivhuseffekten under de her anvendte antagelser er altså mere end fire gange så store som de omkostninger, Danmark selv påfører verden ved danske udledninger.

Anden luftforurening

Mange typer af grænse-overskridende luftforurening

Der er en række forskellige former for luftforurening, der skaber forureningsproblemer af forskellig art i Danmark, jf. oversigten og diskussionen heraf i kapitel I. Disse problemer er typisk grænseoverskridende, sådan at det meste af den luftforurening, som rammer Danmark og danskerne, stammer fra andre lande og fra skibene i havområderne

omkring os. Omvendt medfører udledningerne fra Danmark flere skader i landene omkring os end hos os selv.

Modelberegninger af depositioner

Det er imidlertid ret vanskeligt at skaffe pålidelige data for depositionerne (aflejringerne) i Danmark af de forskellige forurenende stoffer. Det europæiske overvågningsprogram EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) indsamler imidlertid data og laver modelberegninger for depositionerne af de forskellige landes udledninger af en række af disse stoffer, jf. www.emep.int. Ud fra disse modelberegnede depositioner er der foretaget beregninger af den samlede deposition i Danmark af tre former for luftforurening: Svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_x) og ammoniak (NH_3).

Negativ indvirkning på sundhedskapitalen …

I modsætning til en drivhusgas som CO_2, der kan forblive i atmosfæren i mange år, har disse luftarter typisk en overlevelsestid i luften på langt mindre end et år. De akkumuleres dermed ikke over tid på samme måde som drivhusgasserne. Til gengæld har stofferne en kumulerende effekt i menneskekroppen hos de personer, der indånder dem. De kan altså forårsage skader i form af sygdom og dødsfald mange år efter udledningen. I den forstand skader årets depositioner "sundhedskapitalen" i form af befolkningens forventede levealder. Det er disse beregnede sundhedseffekter, der illustreres i dette afsnit. For alle tre typer af luftforurening har problemet været faldende i løbet af perioden.

… men aftagende over tid

Kvaliteten af luften er således forbedret, og de beregnede skader dermed mindsket over tid.

Enhedspriser fra relativt nyt studie

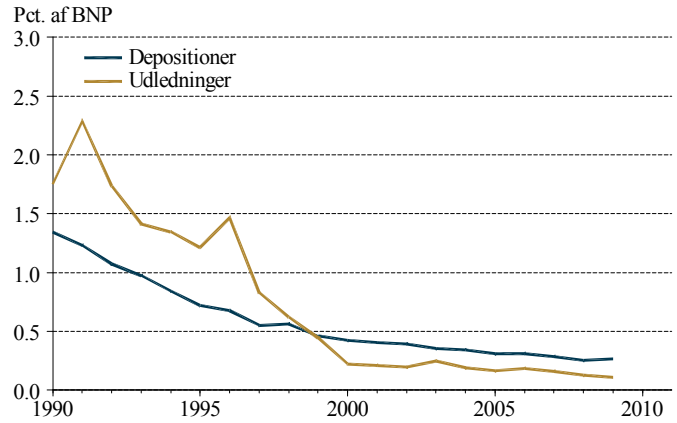
Værdisætningen af de nævnte typer luftforurening er, ligesom for drivhusgasser, ganske usikker. Der er usikkerhed om de præcise effekter for sundhedstilstand og andre skadelige virkninger, og det er vanskeligt at angive en definitiv økonomisk værdi for givne formodede sundhedsvirkninger. Da sundhedseffekten i mange tilfælde vil indtræffe mange år efter, at udledningen har fundet sted, skal skaden også diskonteres tilbage til udgangsåret. I beregningen af virkningen på den ægte opsparing er det valgt at anvende priser på de eksterne sundhedseffekter for de tre skadelige stoffer, som stammer fra Brandt mfl. (2011). Denne rapport bigger på EMEP-modelberegninger. De anvendte priser er for danske udledninger; dermed antages, at omkostningerne ved

eksempelvis et kg udledt SO_2 er den samme, uanset hvor skaden finder sted. Der er foretaget en sammenvejning af priserne fra forskellige udledningssektorer, hvilket fører til priser på 110 kr. pr. kg SO_2, 73 kr. pr. kg NO_x og 169 kr. pr. kg NH_3 (2005-priser).

Skader som følge af SO_2 falder fra 1¼ til ¼ pct. af BNP

Figur III.3 viser sammenhængen mellem den beregnede værdi af sundhedsskaderne ved danske udledninger af svovldioxid og ved depositioner i Danmark af svovldioxid. Det fremgår, at Danmark i starten af perioden udledte mere, end vi modtog, sådan at Danmark var nettoeksportør på dette område. Siden 1999 er Danmark imidlertid skiftet til at være nettoimportør. De beregnede sundhedsskader i Danmark som følge af SO_2 udgjorde mere end 1¼ pct. af BNP i 1990, og er siden faldet til ca. ¼ pct. i 2010.

Figur III.3 Svovldioxid



Anm.: Bidraget til ægte opsparing udgøres af depositionerne med negativt fortegn.

Kilde: DMU, EMEP og egne beregninger.

Danmark nettoeksportør af kvælstofoxider og ammoniak

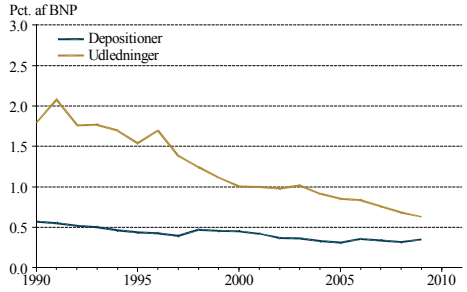
Figur III.4 viser tilsvarende de skønnede omkostninger ved henholdsvis udledninger fra Danmark og depositioner i Danmark for kvælstofoxider og ammoniak. I begge tilfælde er Danmark nettoeksportør af forureningen, og omkostningerne målt ved depositioner er noget lavere end omkostnin-

gerne ved udledningerne. Forskellen er dog blevet indskrænket i løbet af perioden. Omkostningen ved NO_x-depositioner udgjorde med de givne beregningsforudsætninger godt ½ pct. af BNP i 1990, og var i 2010 faldet til godt ¼ pct. Omkostningen ved NH_3 er beregnet til at udgøre ¾ pct. af BNP i 1990 og var i 2010 faldet til det halve. Ved beregningen af skadesomkostningen for ammoniak anvender Brandt mfl. (2011) den antagelse, at skadesvirkningen fra ammoniak i form af partikelforurening er den samme som for andre partikler. Der er usikkerhed om, hvorvidt dette er tilfældet, hvorfor der er et ekstra usikkerhedsmoment ved vurderingen af denne pris.

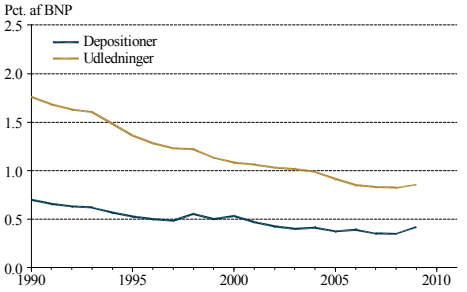
Vigtigste udeladelse er nok partikler

Ud over de her behandlede typer luftforurening findes der mange andre, jf. kapitel I. Disse skønnes dog at have relativt beskeden kvantitativ betydning for den ægte opsparing. Den vigtigste udeladte form for luftforurening er formodentlig partikler. Beregnet med priser fra Brandt mfl. (2011) vurderes den danske udledning af partikler at have medført en nogenlunde konstant omkostning på knap ½ pct. af BNP siden 2000, hvor DMU's emissionsopgørelser starter.

Figur III.4a Kvælstofoxider



Figur III.4b Ammoniak



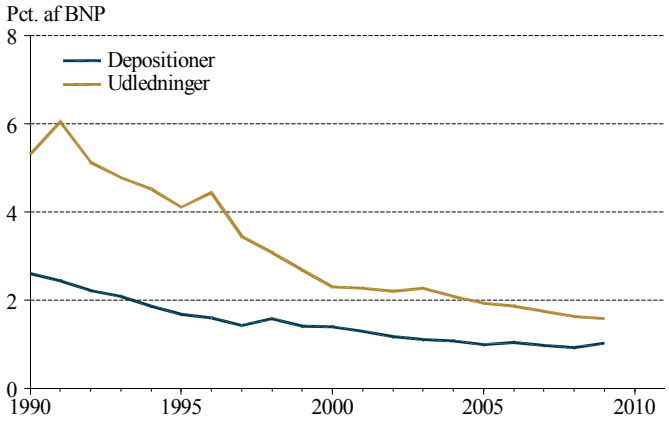
Anm.: Bidraget til ægte opsparing udgøres af depositionerne med negativt fortegn.

Kilde: DMU, EMEP og egne beregninger.

Danmark eksporterer mere forurening, end vi modtager

I figur III.5 vises den samlede omkostning ved depositionerne i Danmark af de tre nævnte typer luftforurening. De er faldet fra at udgøre godt 2½ pct. af BNP i 1990 til ca. 1 pct. af BNP i 2010. Samtidig vises til sammenligning den samlede omkostning ved de danske udledninger af de samme stoffer (uanset hvor skaden er forårsaget), som er faldet fra at udgøre ca. 5¼ pct. af BNP i 1990 til godt 1½ pct. i 2009. Modsat situationen for drivhusgasser gælder det altså, at Danmarks bidrag til de samlede internationale omkostninger af luftforurening er større end de beregnede skader i Danmark. Der er dog sket en indsnævring i løbet af perioden. Uanset om man tager udgangspunkt i depositioner eller udledninger, er det negative bidrag fra luftforureningen blevet reduceret mærkbart siden 1990, sådan at luftforureningen har givet et positivt bidrag til udviklingen i den ægte opsparing i perioden.

Figur III.5 Depositioner og udledninger



Anm.: Figuren viser den samlede værdi af depositioner og udledninger af svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak. Det samlede bidrag fra "anden luftforurening" til den ægte opsparing udgøres af de viste depositioner med negativt fortegn.

Kilde: DMU, EMEP og egne beregninger.

Forurening af grundvand

Cirkulation i grundvandet

Grundvandet forefindes i grundvandsmagasiner i undergrunden. Grundvandet er ikke en konstant størrelse, idet der løbende tilføres nyt grundvand i form af regnvand, som siver ned igennem jordoverfladen. På samme måde er der også en naturlig afgang af grundvand gennem søer, åer og vandløb.

Overudnyttelse har skadelige effekter

Hvis der indvindes for meget grundvand, falder vandspejlet (mængden af vand) i grundvandsmagasinerne. Det har flere afledte konsekvenser for naturen, idet vandtilførslen til søer, åer og vandløb reduceres. Et lavere grundvandsspejl betyder også iltning af de blotlagte jordlag, og dermed frigives flere skadelige stoffer fra disse jordlag. Dertil kommer, at flere skadelige stoffer siver ned i de lavere liggende grundvandsmagasiner.

Tilstrækkeligt med grundvand på landsplan

Den udnyttelige mængde grundvand, dvs. den mængde grundvand, der kan indvindes, uden at det får uønskede følger for naturen og vandkvaliteten, skønnes at være 1 mia.

m^3 vand om året, jf. Henriksen og Sonnenborg (2003). Der indvindes i øjeblikket omkring 600-700 mio. m^3 vand om året, og på nationalt plan er der således tilstrækkeligt med grundvand til at dække de nuværende behov. Der er dog regionale forskelle på indvindingsintensiteten, og i nogle regioner indvindes mere end den lokale udnyttelige ressource. Det gælder f.eks. i hovedstadsområdet, hvor der indvindes omkring tre gange så meget, som eksperterne vurderer bæredygtigt. Det har den konsekvens, at der lokalt er risiko for lavere vandstand i søer, åer og vandløb samt øget nedsivning af skadelige stoffer.

Begrænsninger i beregningerne

I nedenstående beregninger tages der udgangspunkt i, at der er tilstrækkeligt med vand på landsplan, og der ses dermed bort fra de regionale forskelle. De skader, som lokalt faldende grundvandsspejl påfører søer, åer og vandløb, har det ikke været muligt at inddrage.

Boks III.4 Metode: Grundvand

Opsparingen i grundvand i pct. af BNP er beregnet ud fra følgende udtryk:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{W^* \cdot \Delta k_t}{FY_t},$$

hvor ΔW_t er ændringen i værdien af grundvandet i år t, W^* er værdien af en "ren og naturlig" drikkevandsressource i 2005, og Δk_t er ændringen (i pct.-point) i andelen af drikkevandet, der ikke er forurenet med pesticider i år t. FY_t er BNP i faste 2005-priser.

Beregningen af W^* tager udgangspunkt i en undersøgelse af Hasler mfl. (2005). De finder, at danske husstande i gennemsnit er villige til at betale 1.900 kr. (2004-priser) ud over deres nuværende vandregning for "rent og naturligt" drikkevand. Resultatet er på nogenlunde samme niveau som andre studier af betalingsvilligheden i Europa, jf. Det Økonomiske Råd (2004). Beløbet svarer til, at de danske husstande samlet er villige til at betale 4,9 mia. kr. (2005-priser) ekstra om året for rent og naturligt drikkevand. Den ekstra betalingsvilje på 4,9 mia. kr. pr. år antages at gælde i al fremtid, og beløbet tilbagediskonteres med diskonteringsrenten på 3 pct., hvilket giver en samlet værdi af "rent og naturligt" drikkevand på 163 mia. kr. (2005-priser).

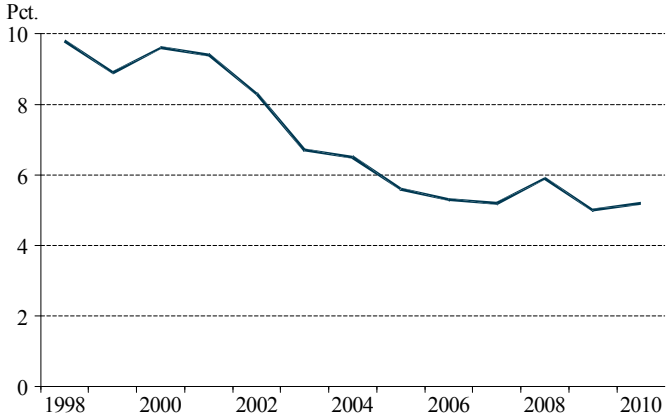
Udviklingen i andelen af drikkevandet, der er forurenet med pesticider (Δk_t), er skønnet af GEUS. Skønnet er baseret på andelen af analyserede grundvandsboringer, hvor der er fundet pesticider over grænseværdien. Boringer, der er analyseret flere gange samme år, er kun talt med en gang. Der tages ikke prøver af alle grundvandsboringerne hvert år, men de største vandværker skal analysere deres boringer for indhold af bl.a. pesticider hvert tredje år. De mindre vandværker analyserer også boringerne jævnligt, men sjældnere end de store.

Vandkvaliteten forbedres

Grundvandet forurenes af mange forskellige stoffer, og der lukkes jævnligt grundvandsboringer pga. forurening. Der er dog ikke klarhed over, hvor stor en andel af grundvandsressourcen der er forurenet. Den mest omfattende forureningstype er pesticidforurening, og der er også en del nitrat i grundvandet. Drikkevandsboringerne overvåges og analyseres løbende for indhold af pesticider og andre forurenende stoffer. Til brug for disse beregninger har GEUS udarbejdet data for andelen af prøver med pesticider over en grænseværdi på 0,1 µg pr. liter.[3] I slutningen af 1990'erne var der relativt mange boringer med pesticidindhold over grænseværdien, men andelen har været faldende de seneste 10 år, jf. figur III.6. Udviklingen skyldes sandsynligvis den indsats, der er foretaget for at beskytte grundvandet, som f.eks. oprettelsen af sprøjtefrie randzoner. De pesticider, der hyppigst findes i vandværkernes kontroller, er stoffer, som er forbudt, og som ikke har været i handlen i flere år – nogle har endda ikke været tilladte de seneste 15 år. Der går således lang tid, før et pesticid helt forsvinder fra vandforsyningen. Det skyldes både, at der pågår fortsat nedsivning fra forurening i jordlagene, og at det tager lang tid for stofferne at nedbrydes naturligt.

3) Grænseværdien for pesticider blev fastsat i slutningen af 1970'erne som den laveste koncentration, der dengang kunne måles. Grænseværdien er langt under det sundhedsskadelige niveau, og den er således bestemt af tekniske frem for sundhedsmæssige forhold.

Figur III.6 Prøver med pesticid over grænseværdi



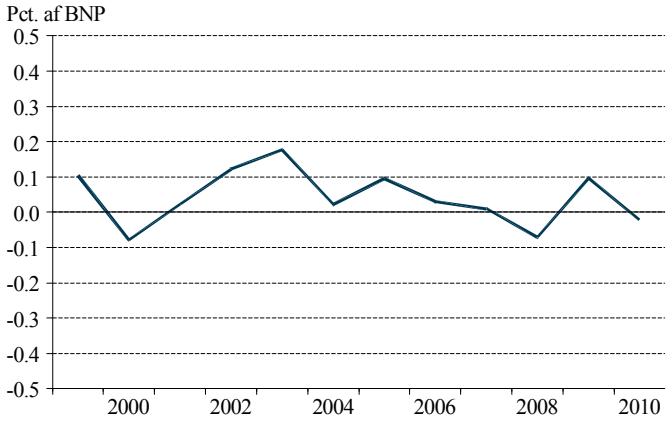
Anm.: Figuren viser andelen af analyserede boringer, hvor der er fundet pesticider over grænseværdien i aktive vandværker, og boringer fra tidligere aktive vandværker, hvor der er kendskab til, at der er foretaget boringskontrol for pesticider. Boringer, der er analyseret flere gange samme år, er kun talt med en gang. Nogle boringer lukkes og udgår af datasættet, når der findes pesticider i dem, eller af andre grunde. Tallene kan derfor være en undervurdering i forhold til den faktiske pesticidforurening af drikkevandsressourcen.

Kilde: GEUS.

Lav opsparing i grundvand

Med udgangspunkt i et studie af Hasler mfl. (2005) er værdien af "naturligt og rent" drikkevand skønnet at udgøre 163 mia. kr., jf. boks III.4. Antages det, at de analyserede prøver er repræsentative for hele grundvandsressourcen, fører denne værdiansættelse sammen med faldet i andelen af boringer med pesticider til, at der er sket en stigning i værdien af grundvandet med gennemsnitlig knap ½ promille af BNP om året i perioden 1998 til 2010, jf. figur III.7. Denne beregning bygger imidlertid kun på udviklingen i mængden af pesticider i de analyserede prøver. Grundvandet forurenes også af andre stoffer, men der er desværre ikke fuldt overblik over, hvor omfattende forureningen er. Det formodes dog, at inddragelsen af andre stoffer ikke vil ændre nævneværdigt på resultatet.

Figur III.7 Grundvand, opsparing



Anm.: Figuren viser ændringer i værdien af drikkevandsressourcen som følge af ændringer i pesticidindholdet i analyserede grundvandsboringer.

Kilde: GEUS og egne beregninger, jf. boks III.4.

III.4 Naturressourcer

Nordsøen og andre ikke-fornybare naturressourcer

Olie og gas altdominerende i råstofudvindingen

Langt den væsentligste del af udvindingen af ikke-fornybare naturressourcer i Danmark kommer fra olie- og gasaktiviteterne i Nordsøen. Derudover sker der en vis udvinding af grus og ler mv. I 2008 udgjorde produktionsværdien af den samlede ressourceudvinding godt 74 mia. kr., hvoraf knap 94 pct. stammede fra Nordsøaktiviteterne.

Begrebet ressourcerente afgørende for værdien

Når op- eller rettere nedsparingen fra udtømningen af vores ikke-fornybare naturressourcer skal beregnes, bør der tages udgangspunkt i naturværdiernes ressourcerente. Ressourcerenten er lig med salgsværdien af ressourcen fratrukket de omkostninger, der er forbundet med at hente den op af jorden eller havet (inklusive normalforrentningen af den anvendte kapital). Ressourcerenten angiver dermed den ekstraordinære gevinst, der kan tjenes ved at udvinde og sælge naturressourcen i forhold til alternative investeringer, jf. boks III.5. Dermed er den også udtryk for nettonedgan-

gen i værdien af naturkapitalen som følge af udvindingen. Den ægte opsparing er altså lig med ændringen i den totale tilbageværende ressourcerente i Nordsøen (med modsat fortegn).

Stor ressourcerente i Nordsøen

Beregningen af ressourcerenten i den danske råstofudvindingsbranche i 2003-10 fremgår af tabel III.2. I gennemsnit udgør ressourcerenten godt halvdelen af produktionsværdien. Andre råstoffer end olie og gas udgør ca. 5 pct. af produktionsværdien i branchen. Den gennemsnitlige forrentning i udvindingen af grus og ler mv. er imidlertid ikke højere end den anvendte normalforrentning på 8 pct., sådan at hele den beregnede ressourcerente må formodes at ligge i Nordsøen.

Tabel III.2 Beregning af ressourcerente i råstofudvinding

	2003	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**
	---------- Mia. kr., 2005-priser ----------							
Produktionsværdi	54,7	57,7	57,1	54,3	50,0	47,4	42,7	40,3
Restindkomst	46,0	49,3	49,2	45,3	40,6	36,9	32,4	30,7
Forbrug af kapital	4,6	4,8	5,0	5,1	5,3	5,4	5,6	5,8
Normalafkast af kapital	5,1	5,4	5,5	5,5	5,6	5,7	5,9	6,1
Ressourcerente	36,3	39,1	38,7	34,7	29,7	25,8	21,0	18,8

Anm.: Råstofudvinding dækker primært udvindingsaktiviteter i Nordsøen. Normalafkastet på kapital er antaget at udgøre 8 pct. af kapitalapparatet. Ressourcerenten er beregnet som restindkomsten fratrukket forbrug af fast realkapital (afskrivninger) og normalafkast.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og ADAM's databank samt egne beregninger.

Boks III.5 Ressourcerente

Ressourcerenten (også kaldet overnormal profit eller knaphedsrente) betegner den indtjening ved udnyttelse af en naturressource, som ligger ud over den normale aflønning af arbejdskraft og normalforrentning af investeret kapital, herunder et passende risikotillæg. Mens et højt investeringsafkast i en branche normalt vil tiltrække flere investeringer, indtil forrentningen igen er blevet presset ned til et normalt niveau, vil det samme ikke være tilfældet, når indtjeningen er knyttet til en naturressource, som kun findes i en givet mængde på det pågældende tidspunkt.

Ressourcerente eksisterer både i forbindelse med ikke-fornybare ressourcer som olie, gas, kul og mineraler og i forbindelse med fornybare ressourcer som fisk og vildt. Størrelsen af ressourcerenten vil afhænge af, hvordan ressourcen forvaltes, og dermed bl.a. af den offentlige regulering. Overfiskning eller støtte til samfundsøkonomisk urentable investeringer i olieudvinding vil eksempelvis begge medføre en lavere ressourcerente.

Beregningen af ressourcerenten i en virksomhed, der udnytter en naturressource, kan sammenfattes ud fra virksomhedens indkomstopgørelse:

Produktionsværdi (omsætning)
- Forbrug af råvarer
= Bruttoværditilvækst
- Løn
= Bruttorestindkomst (overskud)
- Afskrivninger på kapitalapparatet
= Nettorestindkomst
- Normalforrentning af investeret kapital
= Ressourcerente

Nedsparing på 1¾ pct. om året

Den årlige ressourcerente er lig med den nedsparing, der finder sted i vores beholdning af ikke-fornybare naturressourcer. Den negative værdi af ressourcerenten er dermed lig med bidraget herfra til den samlede ægte opsparing. Den ægte opsparing fra ikke-fornybare naturressourcer udgør i gennemsnit -1,8 pct. af BNP årligt over hele perioden. Den årlige nedsparing var størst i perioden 2000-05, hvor den udgjorde omkring 2½ pct. om året, jf. figur III.8.

Figur III.8 Ressourcerente og ægte opsparing

Anm.: Figuren viser den beregnede ressourcerente i råstofudvinding. Bidraget til den samlede ægte opsparing, som opgøres i kapitlet, er lig med ressourcerenten opgjort i faste priser, dog med negativt fortegn.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Beregning af ressourcerenten afhænger af antagelse om normalforrentning

En antagelse, der har betydning for størrelsen af den beregnede ressourcerente, er fradraget for normalforrentningen. I tabel III.2 er anvendt en normalforrentning på 8 pct., hvilket er i overensstemmelse med fremgangsmåden i Danmarks Statistik (2010). Valget af normalforrentning er blandt andet baseret på ældre udenlandske vurderinger af nettoafkastraten for fremstillingsvirksomhed, jf. Eurostat (2003). Sammenlignes med nettoafkastraten (overskud efter afskrivninger) for ikke-finansielle selskaber i Danmark i 1990-2010, var denne imidlertid noget lavere. I gennemsnit var nettoafkastet på 5,8 pct. af kapitalapparatet. Havde man i stedet anvendt denne rentesats ved beregningen ovenfor, ville ressourcerenten i f.eks. 2010 have været på 20,5 mia. kr., altså knap 10 pct. højere.

Faste eller løbende priser gør en stor forskel for Nordsøen

Endnu mere afgørende for beregningen af ressourcerentens størrelse og dermed udviklingen i den ægte opsparing er, hvilke forudsætninger der gøres om ændringer i de relative priser mellem de forskellige kapitalbeholdninger. Ovennævnte beregning er foretaget i faste priser, ligesom det gælder beregningen af de øvrige opsparingselementer, der

behandles i dette kapitel. Dermed ignoreres eventuelle udsving i de relative priser mellem de forskellige kapitalgoder. Netop for olie- og gasforekomsternes vedkommende spiller denne antagelse en særlig vigtig rolle, da priserne herpå har svinget meget – og generelt er steget kraftigt – i forhold til den almindelige prisudvikling. Hvis man gennemførte den samme beregning i løbende priser, ville ressourcerenten – og dermed betydningen for den ægte nedsparing – relativt til BNP være mindre før basisåret 2005 og større i årene efter. I gennemsnit ville ressourcerenten målt i løbende priser udgøre 1,2 pct. af BNP.

Kapitalgevinster på beholdningen påvirker også den ægte formue

Når olie og gas bliver mere værd, vil den løbende udvinding stige i pris. Udviklingen i den samlede nationalformue i bred forstand ("den ægte formue") vil imidlertid også blive påvirket af, at værdien af de tilbageværende Nordsøreserver stiger, når olieprisen stiger. Betydningen af at indregne disse værdistigninger er illustreret i tabel III.3, hvor værdien af de tilbageværende reserver i Nordsøen ultimo hvert år er beregnet under en antagelse om uændrede fremadrettede priser. Værdien af olie- og naturgasreserverne i undergrunden beregnes som nutidsværdien af de fremtidige ressourcerenter, som den planlagte udvinding kan forventes at give anledning til. Beregningen tager udgangspunkt i det givne års ressourcerente pr. petajoule udvundet olie eller naturgas. Formuen hvert år værdisættes ud fra en antagelse om den fremtidige årlige produktion. I alle årene indtil 2010 svarer antagelsen til den faktisk realiserede produktion. For 2011-42 tages udgangspunkt i Energistyrelsens nuværende produktionsprognose. Derefter antages det, at udvindingen hvert år vil være som i 2042, indtil de i dag skønnede reserver er helt udvundet. Dette sker med de anvendte forudsætninger i 2065. Desuden antages en konstant enhedsressourcerente fremadrettet. Det sidste svarer til at antage, at de reale fremtidige salgspriser og enhedsomkostninger vil være de samme som i udgangsåret. Den beregnede ressourcerente hvert år tilbagediskonteres med en realrente på 3 pct.

Tabel III.3 Formuen i Nordsøen, konstant fremadrettet ressourcerente

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	---------- PJ ----------							
Udvinding	1052	1153	1164	1087	979	959	843	765
	---------- Mio. kr. ----------							
Ressourcerente	19811	24905	38670	44583	43668	48578	21949	37495
Enhedsressourcerente	18,8	21,6	33,2	41,0	44,6	50,6	26,0	49,0
	---------- Mia. kr. ----------							
Formue, ultimo	281,7	307,9	449,1	526,3	546,1	589,8	290,2	525,3
Kapitalgevinst	-16,9	51,1	179,9	121,8	63,5	92,3	-277,7	272,6
	---------- Pct. af BNP ----------							
Formue, ultimo	20,1	21,0	29,1	32,3	32,2	33,6	17,4	29,9

Anm.: PJ = petajoule. Ressourcerenten er beregnet svarende til fremgangsmåden i tabel III.2, men i løbende priser. Enhedsressourcerenten angiver ressourcerenten pr. petajoule. Formuen angiver nutidsværdien af de samlede fremtidige årlige ressourcerenter under en antagelse om en konstant real enhedsressourcerente. Den reale diskonteringsrate er 3 pct.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken, Energistyrelsen og egne beregninger.

Værdien af tilbageværende ressourcer større end nogen sinde – på trods af udvindingen

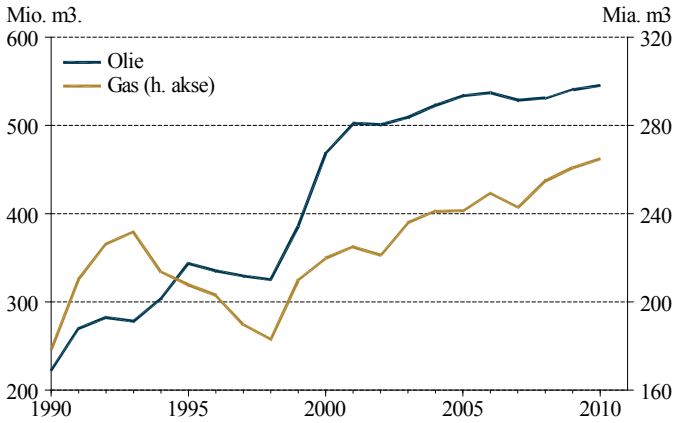
På trods af, at de tilbageværende mængder i Nordsøen hvert år bliver mindre, er deres værdi alligevel steget i de fleste år. Dette betyder, at prisen på fossile brændsler i den betragtede periode i gennemsnit er steget mere end nok til at kompensere for den mindre tilbageværende mængde af fossile reserver. Værdien af de tilbageværende reserver udgjorde over 500 mia. kr. eller 30 pct. af BNP i 2010. I 2011 er olieprisen steget yderligere med over 30 pct., sådan at værdien af de tilbageværende ressourcer nu er større end nogen sinde. I den forbindelse bemærkes det, at der for alle årene er antaget den samme udvindingsprofil og dermed den samme kumulerede udvinding over hele tidshorisonten, svarende til det skøn, Energistyrelsen har i dag. I praksis har man i tidens løb gentagne gange opjusteret skønnene for, hvad der var teknologisk og økonomisk realistisk at udvinde. Den oplevede stigning i værdien af reserverne har

således været endnu større i den betragtede periode, end det fremgår af tabellen.

Historisk er skønnene blevet opjusteret jævnligt

Hvor meget skønnene for den samlede realistisk opnåelige ressourceudvinding fra Nordsøen har ændret sig i tidens løb, fremgår af figur III.9. Figuren viser, hvordan Energistyrelsen løbende har justeret vurderingen af den samlede mængde af olie og gas i Nordsøen. I et givet år viser kurven den mængde af olie og gas, der allerede er blevet udvundet, siden udvindingen begyndte i 1970'erne og frem til det pågældende år, plus den mængde, som Energistyrelsen i det pågældende år forventede ville kunne blive udvundet i fremtiden. Når kurven generelt er stigende, er det udtryk for, at Energistyrelsen systematisk har opjusteret skønnet for, hvor mange fossile brændstoffer det er realistisk at udvinde. Det skyldes dels nye fund, dels teknologiske fremskridt, der har gjort det muligt at udvinde en større del af de allerede kendte ressourcer.

Figur III.9 Skøn for samlet energibeholdning i Nordsøen



Anm.: Kurverne viser den samlede udvinding af henholdsvis olie og gas over al fortid og fremtid, som skønnet af Energistyrelsen i hvert enkelt år.

Kilde: Energistyrelsen, diverse årgange af "Danmarks Olie- og Gasproduktion".

Sandsynligvis stiger prisen på gas og olie i fremtiden

Den ovenstående tabel III.3 tager som nævnt ikke hensyn til mulige fremtidige reale prisstigninger på olien i Nordsøen. Dermed vil værdien af de tilbageværende Nordsøreserver være undervurderet, hvis udviklingen også fremover vil være sådan, at fossile brændstoffer stiger hurtigere i pris end andre varer. Netop fordi de fossile brændstoffer udgør en knap ressource, er sådanne fremtidige relative prisstigninger meget tænkelige. Et enkelt princip inden for ressourceforvaltning siger således, at den forventede stigningstakt i enhedsressourcerenten bør være lig med renten (den såkaldte Hotellings regel).

Formuen i Nordsøen svarer nu til ca. halvdelen af BNP

Antages det på denne baggrund, at enhedsressourcerenten fremover vil stige i takt med renten, kan der laves en alternativ beregning, der vises i tabel III.4. Her ses igen, at den ægte opsparing i Nordsøen har været positiv i de allerfleste år, når kapitalgevinster medregnes. Ved udgangen af 2010 svarede den tilbageværende formue således næsten til halvdelen af BNP.

Tabel III.4 Formuen i Nordsøen, stigende fremadrettet ressourcerente

	2003	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**
	---------- Mia. kr. ----------							
Formue, ultimo	456,6	498,9	728,7	854,7	886,2	957,3	469,9	847,3
Kapitalgevinst	-41,8	67,1	268,5	170,6	75,2	119,6	-465,4	414,9
	---------- Pct. af BNP ----------							
Formue, ultimo	32,6	34,0	47,2	52,4	52,3	54,6	28,2	48,3

Anm.: Formuen angiver nutidsværdien af de samlede fremtidige årlige ressourcerenter under en antagelse om, at enhedsressourcerenten stiger realt i takt med den reale diskonteringsrate på 3 pct.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken, Energistyrelsen og egne beregninger.

Beskatning i Nordsøen

Hensigtsmæssig beskatning i Nordsøen er vigtig

Der har i 2011 været fornyet opmærksomhed om skatteforholdene i Nordsøen, efter at regeringen har besluttet at iværksætte et serviceeftersyn heraf. Da der er tale om overordentligt store værdier, er det også et vigtigt samfundsøkonomisk spørgsmål, om forholdene her er indrettet hensigtsmæssigt. Overordnet bør beskatningen være indrettet sådan, at den fordeler gevinsten rimeligt mellem staten og de private selskaber, der står for selve eftersøgningen og udvindingen af ressourcerne, og den samtidig ikke påvirker tilskyndelsen til eftersøgning og udvinding i en uheldig retning.

Naturligt udgangspunkt: Normalforrentning til selskaberne, ressourcerente til staten

Det er den danske stat, og dermed i princippet hele den danske befolkning, der har selve ejendomsretten til værdierne i undergrunden, mens de private selskaber har til opgave at lokalisere ressourcerne og hente dem op til videresalg. Et naturligt udgangspunkt for en fordeling vil derfor være, at den del af ressourcens værdi, der er tilbage, når udvindingsselskaberne har fået en rimelig forrentning af deres investeringer, bør tilfalde staten, jf. Det Økonomiske Råd (1999, 2001a, 2001b, 2003) og De Økonomiske Råd (2008). Dette princip er ensbetydende med, at den egentlige ressourcerente som udgangspunkt bør tilfalde staten.[4] Man kan sammenligne forholdet med andre områder, hvor statslige institutioner køber tjenesteydelser fra private. Staten har her også en forpligtelse til at sikre, at den ikke betaler unødigt meget for de givne ydelser.

4) Som beskrevet i boks III.5 kan de samlede indtægter fra aktiviteterne i Nordsøen opdeles i en normalforrentning af den investerede kapital samt den overnormale profit (ressourcerenten), der skyldes udnyttelsen af den knappe naturressource. En beskatning baseret på ressourcerenten indebærer, at der tillades et fradrag for normalforrentningen af såvel fremmedkapital som egenkapital. I modsætning hertil indebærer den sædvanlige selskabsbeskatning baseret på den skattepligtige selskabsindkomst, at der er fradrag for betalte renteudgifter (og dermed normalforrentningen af fremmedkapital), mens normalforrentningen af egenkapital ikke kan fradrages.

Skat på ressourcerente vil i princippet ikke medføre forvridninger …

Samtidig er det i princippet muligt at indrette beskatningen af en sådan ressourcerente på en måde, så den ikke forvrider tilskyndelsen til at udvinde ressourcerne på en hensigtsmæssig måde. Det kaldes en neutral beskatning og gælder i teorien selv for en skattesats på ressourcerenten på op mod 100 pct. Dette er i modsætning til den normale selskabsbeskatning, der indebærer en beskatning af normalafkastet på egenkapital. Den vil derfor i almindelighed virke forvridende på investeringerne. Når beskatningen af ressourcerenten (den overnormale profit) ikke vil virke afskrækkende for investorer, skyldes det, at så længe den ekstra skat kun påhviler den andel af overskuddet, der overstiger, hvad investorerne alternativt kunne tjene andre steder, vil det stadig være mere attraktivt at investere i udvindingen end i alt muligt andet, jf. Det Økonomiske Råd (2001a) og De Økonomiske Råd (2008).

… forudsat, at selskaberne kan fratrække alle reelle omkostninger

En forudsætning for, at beskatningen af ressourcerenten er neutral, er, at selskaberne kan fratrække alle relevante omkostninger for deres drift og investeringer – herunder en normalforrentning af deres investerede kapital – inden skattegrundlaget beregnes. Samtidig skal positiv og evt. negativ ressourcerente behandles symmetrisk, sådan at staten dækker en andel af en evt. negativ ressourcerente. På denne måde vil en neutral beskatning automatisk medføre, at staten overtager en del af selskabernes risiko. Jo højere skattesatsen er, jo større andel af usikkerheden ved investeringen vil blive båret af staten. Hvis beskatningen ikke er symmetrisk, bør der i stedet i beregningen af den skattefri normalforrentning indregnes en risikopræmie for at kompensere virksomheden for den risiko, den tager ved at investere. Det embedsmandsudvalg, som i 2001 analyserede skatteforholdene i Nordsøen (kulbrinteskatteudvalget), anbefalede netop indførelsen af en sådan neutral skat på ressourcerenten i Nordsøen, jf. Skatteministeriet (2001).

Boks III.6 Skatteregler i Nordsøen

Frem til 9. juli 2012 er der fire hovedelementer i beskatningen af indtægterne i Nordsøen: Overskudsdeling, selskabsskat, kulbrinteskat og rørledningsafgift. Overskudsdelingen består af en betaling på 20 pct. af den selskabsskattepligtige indkomst før nettorenteudgifter. Derudover betales almindelig selskabsskat på 25 pct. af den selskabsskattepligtige indkomst. Kulbrinteskattegrundlaget udgøres af overskuddet efter selskabsskat fratrukket et fradrag på 5 pct. i 6 år (i alt 30 pct.) for investeringer. Desuden er der mere generøse overgangsregler for investeringer og uudnyttede underskud fra før 2004. Kulbrinteskattesatsen er på 52 pct.

De nævnte tre elementer giver anledning til en samlet effektiv marginal skattesats på 0,712 = 0,2 + 0,8*0,25 + 0,8*0,75*0,52. Rørledningsafgiften på 5 pct. af oliesalget fratrukket transportomkostningerne kan fratrækkes fuldt ud i kulbrinteskatten og har derfor ikke reel betydning.

Den 9. juli 2012 afløses overskudsdelingen på 20 pct. af statsdeltagelse på 20 pct. Det vil sige, at staten indtræder som partner med en ejerandel på 20 pct., sådan at den fremadrettet afholder 20 pct. af alle udgifter (inklusive investeringsomkostninger) og modtager sin andel af den udvundne olie og gas. Den fremtidige statsdeltagelse svarer således til en skat på 20 pct. alene på ressourcerenten. Desuden afskaffes rørledningsafgiften. Staten vil hermed fortsat få en effektiv marginal andel af indtjeningen fra Nordsøen på godt 71 pct.

Hvis man kan lægge til grund, at det ekstra investeringsfradrag på 30 pct. i kulbrinteskatten nogenlunde kompenserer det økonomisk korrekte fradrag for normalafkast af egenkapitalen, kan den samlede fremtidige beskatning af Nordsøaktiviteterne (ud over selskabsskatten på normalafkastet) ses som en tillempet skat på ressourcerenten. De 71 pct. vil da også udgøre den samlede effektive andel, som staten får af ressourcerenten. Med en kulbrinteskattesats på 71,5 pct., som kulbrinteskatteudvalget opererede med, ville den teoretiske effektive statslige andel af ressourcerenten være 0,829 (= 0,2 + 0,8*0,25 + 0,8*0,75*0,715), altså knap 83 pct.

Ovennævnte regler gælder for eneretsbevillingen, som står for langt hovedparten af udvindingen i Nordsøen. Stort set tilsvarende regler gælder for andre tilladelser meddelt efter 1. januar 2004, mens øvrige tilladelser meddelt før 1. januar 2004 følger ældre skatteregler, jf. Energistyrelsen (2011).

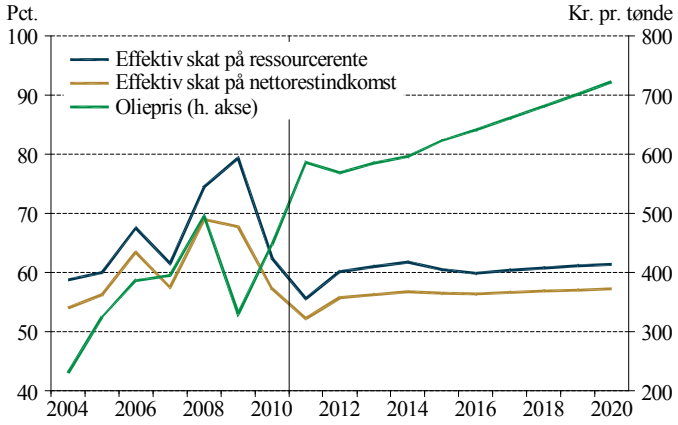
Eksisterende skatteregler følger ikke anbefalinger om neutral skat

Den nuværende beskatning, som blev fastlagt i 2003 og beskrives i boks III.6, følger på flere måder ikke kulbrinteskatteudvalgets anbefalinger konsekvent. I den nuværende beskatning er der således ikke noget fradrag for den investerede egenkapital i grundlaget for kulbrinteskatten. Til gengæld er der et fradrag på 30 pct. for nyinvesteringer. Samtidig kan underskud ikke fremføres med rente, og deres skatteværdi kan ikke handles og udbetales. Disse afvigelser vil skævvride incitamenterne til investeringer. Desuden vil forskelsbehandlingen af egen- og fremmedkapital forvride virksomhedernes investeringsbeslutninger. Det eksisterende system indeholder potentielt således flere uhensigtsmæssige elementer i forhold til et neutralt system. Hvis det manglende fradrag for forrentningen af egenkapitalen i praksis modsvares af det ekstraordinære investeringsfradrag, kan kulbrinteskatten dog ses som en tillempet skat på ressourcerenten. Hvorvidt de to afvigelser fra den neutrale beskatning ophæver hinanden, afhænger af en række forhold, og det er derfor svært at afgøre, hvor tæt kulbrinteskatten kommer på en (neutral) skat på ressourcerenten. Det er dermed også svært at sige, hvilken betydning afvigelserne har for investeringerne i Nordsøen. En yderligere forskel til kulbrinteskatteudvalgets forslag er, at satsen på den særlige kulbrinteskat er på 52 pct., hvor kulbrinteskatteudvalget opererede med en skat på 71,5 pct.

Effektiv skat på ressourcerenten på omkring 60 pct. forventet

I figur III.10 ses en beregning af den effektive beskatning af ressourcerenten siden 2004 og frem mod 2020 ifølge De Økonomiske Råds seneste fremskrivning, jf. De Økonomiske Råd (2011a). I gennemsnit udgør den beregnede skat 61,4 pct. af ressourcerenten. Den topper i 2009, hvor olieprisen og dermed ressourcerenten faldt kraftigt, og falder derefter igen til omkring 60 pct. i 2011 og fremover. Figuren viser også de samlede skattebetalinger som andel af den samlede nettorestindkomst i erhvervet. Den effektive skat opgjort på denne måde udgør i gennemsnit omkring 57 pct.

Figur III.10 Effektiv skattesats på ressourcerenten



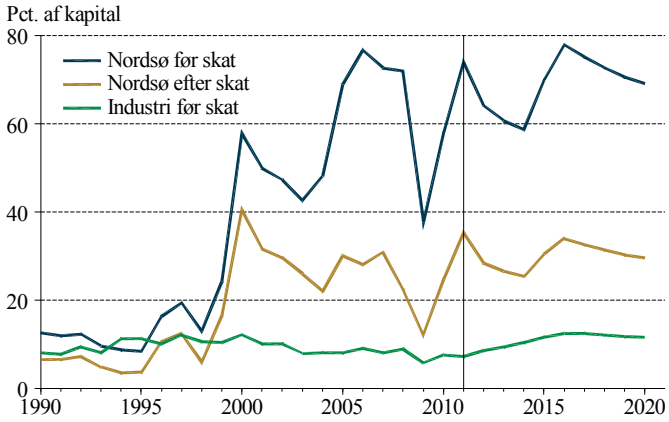
Anm.: Ressourcerenten er beregnet som Nordsøerhvervets nettorestindkomst, dvs. bruttorestindkomsten fratrukket forbrug af fast realkapital, minus en antaget normalforrentning på 8 pct. af kapitalapparatet. Skatten på ressourcerenten er beregnet som den samlede betaling af overskudsdeling/statsdeltagelse, rørledningsafgift, selskabsskat og kulbrinteskat fratrukket den del af selskabsskatten, som påhviler normalforrentningen. Nordsøerhvervet omfatter også råstofudvinding fra grus, ler mv.

Kilde: Danmarks Statistik, ADAM's databank og egne beregninger.

Nettoafkastet i Nordsøerhvervet mellem 60 og 70 pct. frem mod 2020

I figur III.11 ses nettoafkastraten før skat (dvs. bruttorestindkomsten fratrukket afskrivninger som andel af den nationalregnskabsmæssige værdi af kapitalapparatet) for Nordsøerhvervet fra 1990 og frem mod 2020 i De Økonomiske Råds seneste prognose, jf. De Økonomiske Råd (2011a). I gennemsnit har før-skat-afkastet for Nordsøerhvervet i perioden 2004-10 været på 60 pct. af den investerede kapital. I det kommende tiår vil den gennemsnitlige forrentning ifølge prognosen stige til knap 70 pct. Dette kan sammenlignes med det tilsvarende gennemsnitlige afkast før skat for industrierhvervet, som er knap 8 pct. i 2004-10 og forventeligt godt 10 pct. i 2011-20. Den meget store forskel afspejler den store overnormale profit eller ressourcerente i Nordsøerhvervet.

Figur III.11 Afkast for Nordsøerhverv og industri



Anm.: Afkastraten er beregnet som pct. af værdien af kapitalapparatet. Nordsøerhvervet omfatter også råstofudvinding fra grus, ler mv.

Kilde: Danmarks Statistik, ADAM's databank og egne beregninger.

Afkastet efter skat i Nordsøen ca. tre gange så højt som afkastet *før* skat i industrien

Beskatningen af Nordsøaktiviteterne udgør i gennemsnit godt 60 pct. af nettorestindkomsten i 2004-10 og forventes at udgøre omkring 55 pct. i 2011-20. Efter-skat-nettoafkastet af den investerede kapital har dermed været knap 24 pct. i 2004-10 og vil ifølge prognosen udgøre godt 30 pct. i gennemsnit i det kommende tiår. At efter-skat-afkastet i Nordsøerhvervet er ca. tre gange så højt som afkastet *før* skat i industrien, afspejler, at erhvervet på trods af særbeskatningen i Nordsøen beholder en væsentlig andel af ressourcerenten i tilgift til den gennemsnitlige forrentning, som indtjenes i andre erhverv.

I praksis bør ressourcerenten næppe beskattes helt væk

Som nævnt ovenfor ville et naturligt udgangspunkt, når staten har ejendomsretten til selve ressourcerne, umiddelbart være at bortbeskatte ressourcerenten helt. I praksis vil det imidlertid give problemer at beskatte den overnormale profit med en skat, der er alt for høj. Det ville fjerne virksomhedernes incitament til effektiv drift og tilskynde til transformation af indkomst fra kulbrinteskattegrundlaget til anden indkomst. Samtidig kan man næppe i praksis opgøre skattegrundlaget, så det netop svarer til 100 pct. af ressourcerenten, og der bør være luft til at imødekomme de prakti-

ske afvigelser. Det vil derfor næppe være hensigtsmæssigt at beskatte en beregnet overnormal profit med en sats på f.eks. 99 (eller 100) pct.

Spillerum for højere beskatning

Der lader dog til at være et betydeligt spillerum for højere beskatning i forhold til det nuværende niveau uden at ramme en urealistisk høj skattesats. Kulbrinteskatteudvalget fremlagde således i sin tid sin rapport baseret på en effektiv skat på ressourcerenten på 84 pct.[5] I Norge er hovedprincippet i oliebeskatningen, at staten har et direkte økonomisk engagement (SDØE) svarende til en statsdeltagelse i de forskellige felter. Af de private indtægter betales en skat på den beregnede ressourcerente på 78 pct. (ordinær selskabsskat på 28 pct. + særskat på 50 pct.). SDØE fastsættes særskilt for hvert felt, men udgjorde ultimo 2010 samlet ca. en tredjedel af de norske olie- og gasreserver, jf. Olje- og Energidepartementet (2011). Ved et direkte engagement på 33 pct. udgør statens marginale andel af ressourcerenten ca. 85 pct. (= 0,33 + (1-0,33)*0,78).[6]

I Norge er statens andel af ressourcerenten betydeligt højere end i Danmark

Hvis man antager, at grundlaget for hhv. den danske kulbrinteskat og den norske særskat svarer til den faktiske ressourcerente, vil den effektive samlede statslige andel af ressourcerenten i Norge også svare til 85 pct. I Danmark vil den tilsvarende effektive statslige andel af ressourcerenten i fremadrettede udvindingsprojekter være på godt 71 pct., jf. boks III.6. Den nævnte antagelse svarer til at antage, at værdien af det ekstra investeringsfradrag på 30 pct. netop er lig med det økonomisk korrekte egenkapitalfradrag, som en neutral beskatning ville tilsige.

5) Den almindelige selskabsskattesats var i 2001 30 pct., men er siden reduceret til 25 pct.

6) I Norge kan underskud fremføres med renter modsat i Danmark. En såkaldt friindtægt bestående af 7½ pct. af investeringerne i fire år (i alt 30 pct.) kan fratrækkes i grundlaget for særskatten, jf. Olje- og Energidepartementet (2010). I Norge får staten desuden også mere beskedne indtægter fra afgifter i petroleumssektoren og udbytte fra Statoil.

Problematisk kompensationsaftale

I forbindelse med overvejelserne om et mere hensigtsmæssigt skattesystem i Nordsøen spiller den såkaldte kompensationsklausul i aftalen mellem regeringen og A. P. Møller-Mærsk en væsentlig rolle. Ifølge aftalen får selskaberne i Dansk Undergrunds Consortium (DUC) ret til kompensation, hvis der inden aftaleudløbet i 2042 indføres nye skatteregler, der specifikt rammer producenter af kulbrinter i den danske del af Nordsøen. Som påpeget af De Økonomiske Råd (2008) er denne aftale problematisk, idet den besværliggør justeringer i skatteforholdene, når ændrede forudsætninger i øvrigt måtte gøre det naturligt. Forhold som oliepriser, udvindingsteknologi og generelle samfundsmæssige ændringer kan selvsagt ændre sig meget betydeligt over længere tidsrum. De beregningsforudsætninger med hensyn til både olieprisen og de samlede udvindingsmuligheder, som man anvendte i 2003, har eksempelvis vist sig ikke at holde. Ligesom på alle andre felter er det derfor naturligt, at regering og Folketing med mellemrum har mulighed for at ændre på skatteforholdene, hvis det i øvrigt findes samfundsmæssigt hensigtsmæssigt.

Kompensationsretten gælder dog ikke ubegrænset

Kompensationsretten gælder dog ikke ubegrænset. Der er blandt andet i aftalen en øvre grænse for, hvor stor en kompensation de pågældende selskaber kan få i tilfælde af en senere specifik skatteændring for Nordsøproduktionen, jf. diskussionen i De Økonomiske Råd (2008). Ligeledes gælder kompensationsbestemmelsen ikke i tilfælde af ændrede beskatningsregler, der omfatter en større del af dansk erhvervsliv. Eksempelvis må en indførelse af en generelt højere skattesats for overnormalt kapitalafkast kombineret med et egenkapitalfradrag som beskrevet i De Økonomiske Råd (2008) formodes ikke at aktivere kompensationsbestemmelsen, selvom udnyttelsen af energireserverne i Nordsøen netop er det klareste eksempel herhjemme på eksistensen af en overnormal profit.

Fisk

Fisk har mange værdier

Fisk bidrager til den menneskelige behovstilfredsstillelse på flere måder. Der er den direkte forbrugsværdi som fødevare. Desuden er der en rekreativ værdi i form af værdien af lystfiskeri. En tredje værdikilde er eksistensværdien, som

også er beskrevet tidligere, jf. slutningen af dette afsnit. I dette afsnit fokuseres udelukkende på forbrugsværdien som fødevare.[7]

Klassisk markedsfejl

Fisk er en fornybar ressource, der reproducerer sig selv. Hvis ressourcen lå urørt hen, ville den vokse til det maksimale niveau, økosystemet kan bære. Frem til 1977 var fisk som ressource umiddelbart frit tilgængelige for alle. Fraværet af regulering eller en veldefineret ejendomsret førte til overfiskeri. Alle havde mulighed for at købe et fiskefartøj og få del i den frie værdi, fiskene kan give. Den frie ressource giver mulighed for en ressourcerente, jf. boks III.5. I det frie marked voksede fiskeriet og fiskerflåden i jagten på den overnormale profit. Det stigende fiskeri betød, at fiskebestandene faldt, og det blev derfor sværere og dyrere at fange den samme mængde fisk som tidligere. Derfor blev den overnormale profit reduceret. På et ureguleret marked vil fiskerflåden vokse, så længe der er overnormal profit at hente. På et tidspunkt bliver fiskebestandene dog så små, at der ikke længere kan hentes overnormal profit. Denne problemstilling med samfundsøkonomisk tab ved overudnyttelse af en fælles ressource er kendt i den økonomiske litteratur som "fælledens tragedie." I en ekstrem situation kan fælledens tragedie føre til så meget overfiskeri, at ressourcen uddør.

Kvoter øger værdien

Ved at begrænse fiskeriet med kvoter eller afgifter kan man sikre en større fiskebestand end i det uregulerede fiskeri. Den større bestand gør det muligt at fange en given mængde fisk ved en mindre fiskeriindsats, f.eks. færre fartøjer eller færre dage på havet. Det er således muligt at øge det samfundsøkonomiske afkast.

EU bestemmer fiskeriet

Det danske fiskeri er overordnet set styret af EU's kvotesystem. EU-Kommissionen fastsætter hvert år kvoter for fiskeriet i farvandene omkring Europa. I den forbindelse får

7) Studier har påvist, at der er en positiv betalingsvillighed for lystfiskeri og dermed en rekreativ værdi af fisk, jf. Jensen mfl. (2010). Der er dog ikke udarbejdet værdisætningsstudier, der i tilstrækkelig grad kvantificerer den samlede rekreative værdi af fisk.

de rådgivning fra ICES,[8] der udarbejder skøn for fiskebestandene og det bæredygtige niveau for fiskeriet. Kvoterne fordeles på medlemslandene ud fra historisk fastsatte kvoteandele. EU samarbejder om kvotestørrelserne med de omkringliggende lande.

Statens ressourcerente?

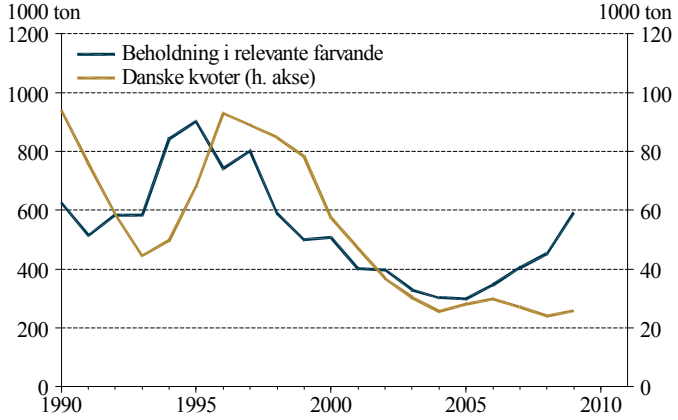
I Danmark reguleres fiskeriet yderligere med et system, hvor der er tilknyttet kvoter til de enkelte fartøjer. Kvoterne blev oprindeligt uddelt gratis på baggrund af historiske fangster, men der er mulighed for at handle og bytte kvoterne. Muligheden for at handle har betydet, at en mængde kvoter er blevet koncentreret på større og mere effektive fartøjer. Kvotesystemet er principielt midlertidigt, og kvoterne kan inddrages med otte års varsel. Staten har således mulighed for at inddrage kvoterne og bortauktionere dem. På denne måde kan ressourcerenten tilfalde staten. Inddragelse af kvoterne kan dog påføre visse fiskere et tab. Fiskere, der har fået kvoterne, vil miste den ressourcerente, kvotesystemet har givet dem. Fiskere, der har købt kvoter, kan lide et kapitaltab på kvoterne, hvis kvoteprisen har afspejlet en forventning om, at der går mere end otte år før kvoterne inddrages.

Kvoter følger bestand

EU-kvoterne bliver løbende ændret. Betragt eksempelvis udviklingen i torsk i figur III.12, hvor bestanden var relativt høj i sidste halvdel af 1990'erne. Torskebestanden faldt derefter, og kvoterne blev reduceret. I de seneste år har kvoten ligget nogenlunde konstant på et relativt lavt niveau, og bestanden er begyndt at vokse.

8) ICES er en international organisation, der bl.a. koordinerer forskning inden for marinebiologi. ICES overvåger fiskebestandene og rådgiver lande i forbindelse med fastsættelse af fiskekvoter.

Figur III.12 Torsk



Anm.: De relevante farvande er der, hvor Danmark har torskekvoter: Kattegat, Skagerrak, Østersøen og Nordsøen. Beholdningen er ICES' skøn for den samlede vægt af fiskene i de relevante farvande.

Kilde: ICES og egne beregninger.

Ressourcerenten angiver værdien

Der er umiddelbart to måder at værdisætte fiskeriressourcen på. Man kan værdisætte ressourcen med udgangspunkt i den ressourcerente, en optimal forvaltning af ressourcen ville give anledning til. Den anden metode er at værdisætte ressourcen med udgangspunkt i den ressourcerente, som erhvervet tjener under de aktuelle forhold. Her benyttes den sidste metode, jf. boks III.7.

Boks III.7 Metode: Fisk

Opsparingen i fisk i pct. af BNP er beregnet ud fra følgende formel:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{(1-c)\sum_i p_i \Delta q_{i,t}}{FY_t(r-g)},$$

hvor ΔW_t er opsparingen i fisk i år *t*. *c* er omkostningsprocenten, der afspejler alle omkostninger, herunder et normalafkast på den investerede kapital. (*1-c*) er dermed den overnormale profit i pct. af omsætningen. p_i er gennemsnitsprisen pr. ton af fiskeart *i* i basisåret 2005. $\Delta q_{i,t}$ er ændringen i fiskekvoten i ton for fiskeart *i* fra år *t-1* til år *t*. *r* er diskonteringsrenten, og *g* er den forudsatte produktivitetsvækst. FY_t er BNP i faste 2005-priser. Beregningerne dækker de kommercielt ti vigtigste arter for dansk fiskeri.[1]

Ressourcerenten i pct. af omsætningen (*1-c*) er beregnet ud fra regnskabsdata for perioden 1996-2009 indsamlet af Danmarks Statistik. Beregningen tager udgangspunkt i en alternativ forrentning af kapitalen på 7 pct., en afskrivningsrate på 4 pct. og en aflønning til ejerne på 350.000 kr. om året. Disse forudsætninger benyttes også i Fødevareøkonomisk Institut (2011). Med udgangspunkt i disse forudsætninger skønnes den overnormale profit i fiskerierhvervet at udgøre 2 pct. af den investerede kapital. Set i forhold til omsætningen, som er det relevante i beregningen af bidraget til den ægte opsparing, udgør ressourcerenten i gennemsnit 2,5 pct., svarende til en antagelse om, at *(1-c)* er lig 2,5 pct.

Beregningerne tager udgangspunkt i en fast omkostningsprocent *c* i hele perioden. Teoretisk set falder omkostningerne, hvis bestanden vokser, og fiskeriet samtidig holdes konstant, fordi den samme mængde fisk kan fanges med en mindre indsats. Der er imidlertid ikke observeret en stærk sammenhæng mellem bestandenes størrelse og omkostningsprocenten i den betragtede periode.

Priserne registreres af Fiskeridirektoratet, og ICES har data for kvoterne. For to arter tager beregningen udgangspunkt i landinger, idet der ikke foreligger kvoter.

Der benyttes standarddiskonteringsrenten på 3 pct., og det forudsættes, at der er en produktivitetsvækst på 1,5 pct. i erhvervet.

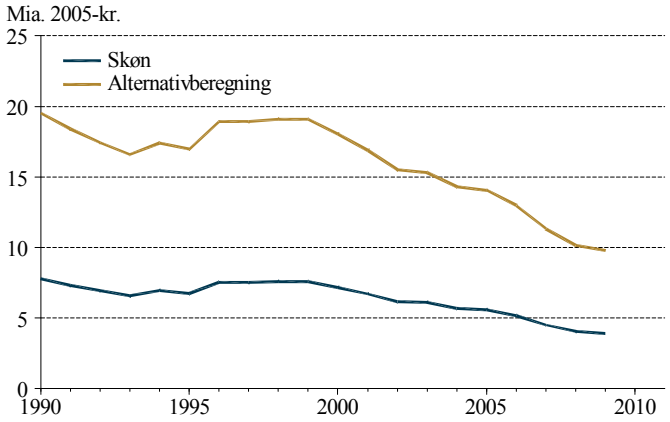
1) De ti omsætningsmæssigt vigtigste arter for dansk fiskeri i 2010 var: Tobis, torsk, makrel, brisling, jomfruhummer, sild, rødspætte, sperling, grønlandsrejer og mørksej.

Værdien af fiskeressourcen er faldet

Det skønnes, at fiskeriressourcens værdi er faldet fra at udgøre knap 8 mia. kr. i 1990 til at udgøre knap 4 mia. kr. i 2009 (2005-priser), jf. figur III.13. Beregningen tager udgangspunkt i en overnormal profitrate på 2 pct. af den investerede kapital, der kan forekomme lav. Den skønnede forrentning bygger på en forudsætning om, at ejerne aflønnes med 350.000 kr. pr år. Det kan være et overkantskøn, idet erhvervet har mange småfiskere,[9] der kan have mindre krav til indtjeningen. En anden problemstilling er, at kvoterne er knyttet til fartøjerne, og det kan være, at kvoternes værdi i et vist omfang er indregnet i fartøjernes værdi i de data, der er til rådighed. Det betyder, at den investerede kapital overvurderes, og dermed undervurderes forrentningen. For at vurdere følsomheden over for de anvendte forudsætninger er der foretaget en alternativ beregning baseret på en overnormal profitrate på 5 pct. Dette skøn svarer til, at kapitalværdierne er overvurderet med 25 pct. i den førstnævnte beregning. Når skønnet for den overnormale profitrate forøges fra 2 pct. til 5 pct., forøges skønnet for fiskeressourcens værdi fra 4 mia. kr. til 10 mia. kr. Skønnet for ressourcens værdi er således meget følsomt over for den forudsatte overnormale profitrate.

9) 24 pct. af den kommercielt aktive danske fiskeriflåde består af fartøjer på mindre end 12 m., jf. Fødevareøkonomisk Institut (2011).

Figur III.13 Fiskeformue



Anm.: Skøn er beregnet med udgangspunkt i et skøn for den overnormale profitrate på 2 pct. af den investerede kapital. Alternativberegning er beregnet med udgangspunkt i et skøn for den overnormale profitrate på 5 pct.

Kilde: ICES, Fiskeridirektoratet, Fødevareøkonomisk Institut, Danmarks Statistik og egne beregninger.

Uudnyttet potentiale

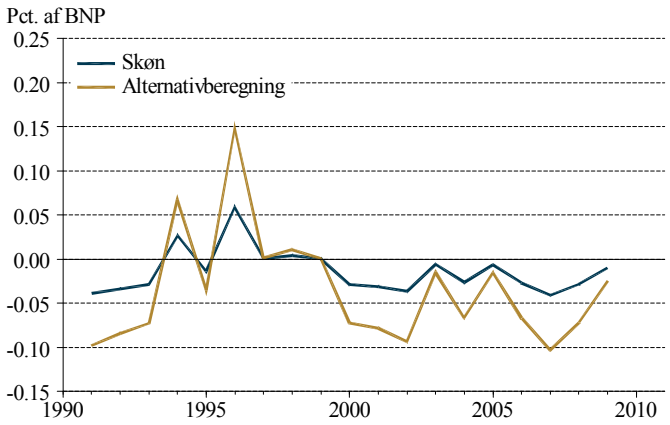
Ovenstående beregninger og resultater tager udgangspunkt i den måde, fiskeriressourcen forvaltes på i øjeblikket. Der er dog potentiale for at forbedre forvaltningen og øge afkastet og værdien af fiskeriressourcen. En opgørelse fra Fødevareøkonomisk Institut (2011) viser, at de store fartøjer er langt mere rentable end de små fartøjer. I 2009 havde fartøjer over 40 meter et gennemsnitligt afkast på 22 pct. før afskrivninger og aflønning af kapital. For fartøjer under 12 meter var dette tal -11 pct. Der er således potentiale for en væsentlig forbedring af rentabiliteten, hvis de mindre fartøjers kvoter blev solgt til de større fartøjer. Beregninger i Andersen mfl. (2010) viser, at ressourcerenten kan øges med 159 pct., hvis flåden tilpasses, og de mindst rentable fartøjer tages ud af drift.

Fiskeri er en lille del af økonomien

Fiskeriet udgør kun en lille del af økonomien. Selvom kvoterne og dermed fiskeformuen er faldet relativt meget i perioden 1990 til 2009, udgør opsparingen mindre end plus/minus 1 promille af BNP, jf. figur III.14. Selv med det

højere skøn for profitraten i alternativberegningen udgør opsparingen en meget lille andel af BNP.

Figur III.14 Opsparing, fisk



Anm.: Figuren viser ændringen af fiskeriressourcens værdi i pct. af BNP.

Kilde: ICES, Fiskeridirektoratet, Fødevareøkonomisk Institut, Danmarks Statistik og egne beregninger, jf. boks III.7.

Jord

Jord har flere anvendelses-muligheder

Jorden er en ressource, der er nødvendig for stort set al aktivitet. Da jord er en knap ressource, skal den prissættes ud fra jordrenten. Ved en helt fri allokering af jorden til forskellige formål vil der i teorien opstå en ligevægtspris på jorden. Men i praksis vil både forskelle i jordens beliggenhed og kvalitet samt det forhold, at jordens anvendelse er administrativt kvoteret gennem det danske system med fysisk planlægning, påvirke jordprisen. Eksempelvis er kvadratmeterprisen på parcelhusgrunde i Storkøbenhavn højere end landbrugsjord på Anholt. Meget jord bliver desuden ikke omsat, og den er derfor svær at værdisætte. Det gælder f.eks. fredede områder, der kan have en meget stor værdi, bl.a. fordi områderne er forudsætningen for en stor del af vores biodiversitet.

Arealforskydninger værdisættes ikke

Det danske landareal har haft en konstant størrelse de sidste 20 år, bortset fra mindre eroderinger ved kysterne, og opsparingen i jord kan derfor umiddelbart sættes til nul. Der kan dog forekomme værdistigninger, når eksempelvis landbrugsjord omklassificeres til byzone. I beregningerne ses bort fra kapitalgevinster (jf. afsnit III.2), og derfor medregnes værdiændringer, der opstår som følge af forskydninger i arealanvendelsen, ikke.

Skov

Skovene har mange funktioner

Skovene har mange funktioner, der repræsenterer en række forskellige værdier. Af datamæssige årsager har det ikke været muligt at medregne alle værdier i denne opgørelse af opsparingen i de danske skove. Skovene har en kommerciel værdi i form af almindelig hugst, juletræsproduktion, produktion af pyntegrønt og i nogle tilfælde indtægter ved jagt. Desuden er der en række ikke-markedsmæssige værdier af skovene. Skovene er eksistensgrundlaget for en betydelig andel af vores dyre- og planteliv. Dyrene og planterne har en direkte værdi af, at vi kan gå en tur i skoven og betragte dem. Denne værdi betegnes den rekreative værdi, og den beregnes på baggrund af værdisætningsstudier.

Værdi af biodiversitet udelades

Dyre- og plantelivet har også en såkaldt eksistensværdi, idet man kan have en glæde ved blot at vide, at dyre- og plantelivet eksisterer, uden nødvendigvis at tage ud i skoven og betragte dem. Eksempelvis er der mange, som har en glæde ved at vide, at pandaen lever vildt et sted i de kinesiske skove. Hertil kommer værdien af økosystemydelser ud over den menneskelige glæde ved eksistensen af arter. Værdien af dyre- og plantelivet er nærmere beskrevet i afsnit II.4.

Skovene påvirker grundvandet …

Skovene påvirker også grundvandet. Skovene hæmmer dannelsen af nyt grundvand, især fordi en del af nedbøren bliver hængende i trækronerne og fordamper, når en regnbyge er slut. På den anden side kan skovene være gavnlige for kvaliteten af grundvandet. Anvendelsen af pesticider og gødning i skovbruget er begrænset, og sammenlignet med f.eks. landbrugsarealer vil der ske en mindre grundvandsforurening under skovarealer. Grundvandet blev behandlet særskilt i afsnit III.3, hvor der blev taget højde for grund-

vandsdannelsen og forurening af grundvandet. Derfor medregnes skovenes afledte effekter på grundvandet ikke i opsparingen i skov.

… og klimaet

Træerne binder CO_2, som ellers ville være udledt til atmosfæren. I henhold til Kyoto-aftalen har landene mulighed for at imødekomme deres drivhusgas-reduktionsforpligtelse ved at ændre arealanvendelsen. Den mængde CO_2, der bindes i skovene, har værdi – både fordi den sparer Danmark for at reducere CO_2 på anden vis, og fordi den ikke skader klimaet, så længe den er bundet i skovene. Eksempelvis viser skøn fra Johannsen mfl. (2010), at væksten i de danske skove i 2009 bandt 237.000 ton kulstof. Bindingen reducerer Danmarks reduktionsforpligtelse i den ikke-kvotebelagte sektor, men hvis der skulle være købt kvoter for at dække denne udledning, havde det kostet Danmark omkring 100 mio. kr. Dette kan betragtes som et underkantskøn for de faktisk sparede omkostninger, idet det generelt er dyrere at nedbringe CO_2-udledningen i den ikke-kvotebelagte sektor end i den kvotebelagte sektor. En beregning af kapitalværdien af disse sparede udgifter ville kræve en langsigtet prognose for CO_2-bindingen i de nuværende danske skove, og dette element indgår ikke i de følgende beregninger. CO_2-bindingen vurderes ikke at have afgørende betydning for størrelsen af opsparingen i de danske skove. Klimaeffekten af CO_2-udledningerne er behandlet særskilt i afsnittet om klima.

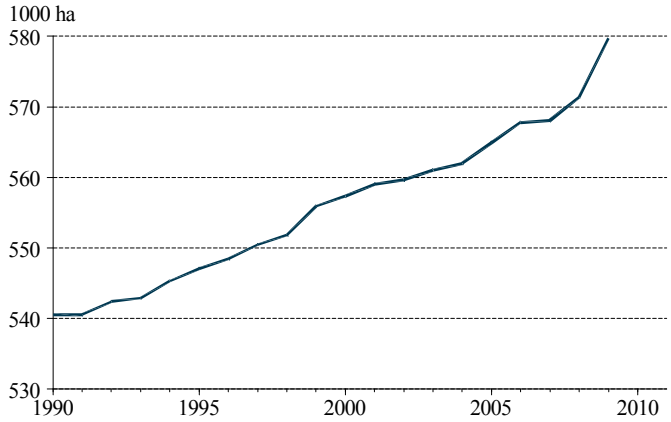
Skovene vokser

Det danske skovareal er vokset med 7,4 pct. i perioden 1990 til 2009 fra at udgøre godt 540.000 hektar i starten af perioden til at udgøre knap 580.000 hektar i slutningen af perioden, jf. figur III.15. Det stigende skovareal repræsenterer alt andet lige en stigende værdi af de samlede danske skove og dermed et positivt bidrag til den ægte opsparing.[10] Nedenfor

10) Værdien af det stigende skoveareal modregnes ikke direkte som et tab i et andre arealtyper. Hvis f.eks. bymæssig bebyggelse inddrages, og der opføres skov på området, da vil en eventuel nedrivning af bygninger dog indgå negativt i opsparingen i fysisk kapital. I beregningen ses bort fra grundværdien, og der fokuseres udelukkende på den værdi, skoven har som kapital. Ændringer i anvendelsen antages ikke at påvirke grundværdien, jf. afsnittet om jord tidligere i dette kapitel.

præsenteres beregninger for, hvad det voksende areal har betydet for den samlede kommercielle værdi af de danske skove, og hvad det har betydet for den samlede rekreative værdi.

Figur III.15 Skovareal



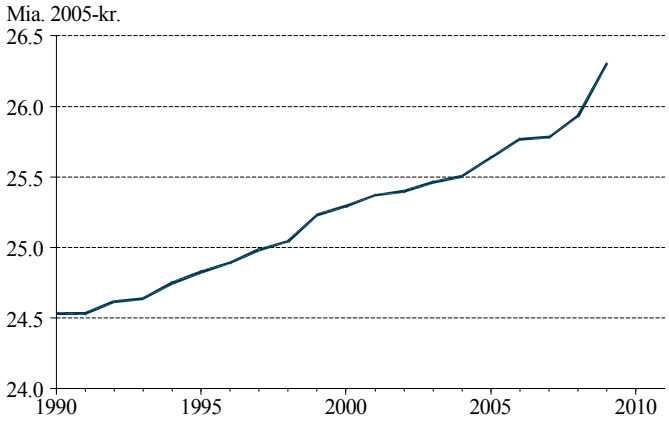
Anm.: Data for perioden 1990 til 2008 er fra Johannsen mfl. (2010), mens data for 2009 er fra Nord-Larsen mfl. (2010). Opgørelsesmetoden er ikke den samme i de to publikationer, og udviklingen fra 2008 til 2009 kan være påvirket af dette.

Kilde: Johannsen mfl. (2010) og Nord-Larsen mfl. (2010).

SKAT skønner skovs salgspris

SKAT vurderer værdien af enkeltstående skove i Danmark, og beregningen af den kommercielle værdi tager udgangspunkt i disse vurderinger. Med udgangspunkt i SKAT's vurderinger for 2005 skønnes hektarprisen til 45.384 kr., jf. boks III.8. På den baggrund skønnes det, at den markedsmæssige værdi af de danske skove er steget med 1,8 mia. kr. fra 1990 til 2009 (2005-priser), jf. figur III.16.

Figur III.16 Kommerciel værdi



Kilde: Johannsen mfl. (2010), Nord-Larsen mfl. (2010), SKAT og egne beregninger.

Betydelig rekreativ værdi

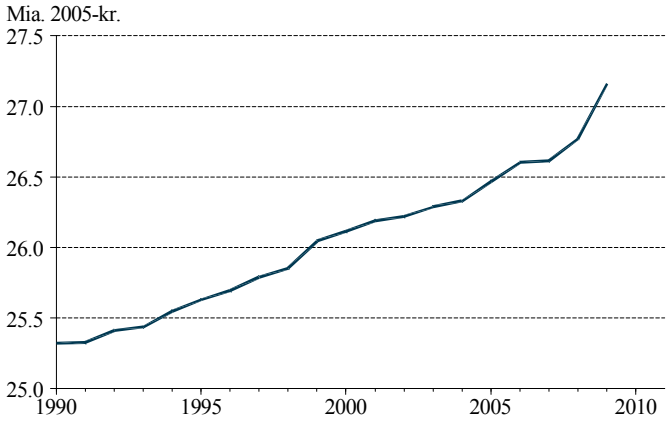
Skovene har en værdi som rekreative områder, til f.eks. gåture, løb og andre former for aktiviteter.[11] De danske skoves rekreative værdi tager udgangspunkt i et studie af Dubgaard (1998). Ud fra resultaterne i dette studie kan den rekreative værdi skønnes at udgøre 46.851 kr. pr. ha (2005-priser). Der er også udarbejdet værdisætningsstudier af enkelte skove i Danmark. Disse studier kommer frem til meget høje hektarværdier sammenlignet med Dubgaard. De høje værdier skyldes sandsynligvis, at de skove, der er blevet værdisat, er bynære, og derfor har en relativt høj værdi. Det er tvivlsomt, om disse værdier kan generaliseres til skove, der ligger længere væk fra byerne.

Rekreativ værdi lige så vigtig som kommerciel værdi

I beregningerne er der taget udgangspunkt i værdien fra Dubgaard (1998). Den rekreative værdi af de danske skove skønnes på denne baggrund at være steget med 1,8 mia. kr. fra 1990 til 2009, jf. figur III.17. Stigningen i den rekreative værdi er dermed lige så stor som stigningen i den kommercielle værdi.

11) Værdien af jagtrettigheder er indregnet i den kommercielle værdi.

Figur III.17 Rekreativ værdi



Kilde: Johannsen mfl. (2010), Nord-Larsen mfl. (2010), Dubgaard (1998) og egne beregninger.

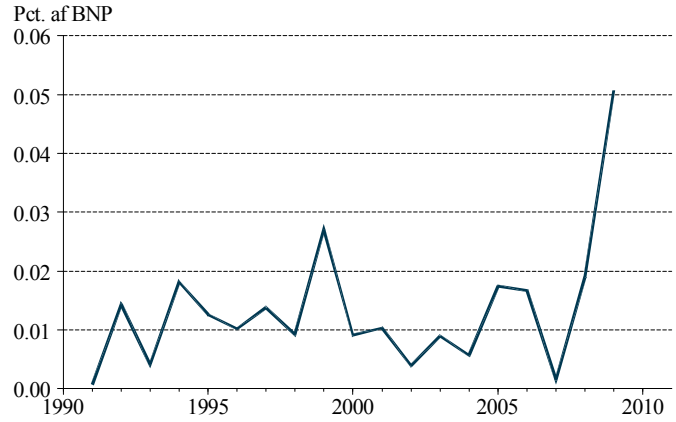
Lille opsparing i pct. af BNP

Den samlede kommercielle og rekreative værdi af de danske skove udgjorde i 2009 omkring 50 mia. kr. svarende til 3,5 pct. af BNP (2005-priser). Det er relativt lidt i forhold til andre kapitaltyper. Opsparingen i skovene har været positiv i alle årene siden 1990, hvilket skyldes, at skovarealet har været konstant stigende. Opsparingen har dog kun udgjort mere end ½ promille af BNP i et enkelt af årene, jf. figur III.18.

Andre naturgoder

En række naturgoder indgår ikke i denne opgørelse af den ægte opsparing. Det gælder eksempelvis biodiversiteten og åbne naturarealer, der tilvejebringer rekreative goder. Ligeledes er vandmiljøets (ferske vande, fjorde og havområder) betydning for biodiversiteten og rekreative aktiviteter heller ikke inkluderet.

Figur III.18 Opsparing i skov



Anm.: Den relativt høje opsparing i 2009 kan være påvirket af, at kilden til skovarealet, der ligger til grund for beregningen, er Nord-Larsen mfl. (2010) for 2009-tallet og Johannsen mfl. (2010) for de øvrige tal.

Kilde: Johannsen mfl. (2010), Nord-Larsen mfl. (2010), Dubgaard (1998), SKAT og egne beregninger, jf. boks III.8.

Ses bort fra arealforskydninger

Data for omfanget af andre naturarealer end skov er meget sparsomt. Tal fra Nygaard mfl. (2011) viser dog, at det danske areal af lysåben natur[12] har været stort set uændret fra 1996 til 2010. Et eventuelt fald i naturarealet er dog ikke nødvendigvis ensbetydende med et fald i den menneskelige velfærd. Hvis den nye anvendelse af arealet giver et tilsvarende (eller højere) bidrag til den menneskelige velfærd, vil den ægte opsparing være upåvirket (eller steget). Ændringer i arealanvendelsen kan således påvirke værdien af arealet. I beregningerne ses bort fra kapitalgevinster, og derfor medregnes værdiændringer, der opstår som følge af forskydninger i arealanvendelsen, ikke.

12) Den lysåbne natur tæller naturtyper som hede, overdrev, eng, mose og søer.

Boks III.8 Metode: Skov

Opsparingen i skov i pct. af BNP er beregnet ud fra følgende formel:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{(p_k + p_r) \cdot \Delta k_t}{FY_t},$$

hvor ΔW_t er opsparingen i skov i år t, p_k er den kommercielle værdi af en hektar skov, og p_r er den rekreative værdi af en hektar skov. Begge værdier (priser) er i 2005-niveau. Δk_t er ændringen i skovarealet i Danmark i år t målt i hektar. FY_t er BNP i faste 2005-priser.

Prisen p_k tager udgangspunkt i SKAT's vurderinger af enkeltstående skove i Danmark. Der bliver ikke solgt særligt mange skove i Danmark om året, hvorfor salgspriserne ikke kan benyttes som grundlag for en vurdering af det samlede skovareal. SKAT skønner værdien af skovene ud fra en lang række kriterier. De opgør skovens værdi på baggrund af dens mulige afkast, og skønnet for afkastet tager udgangspunkt i træernes sort og alder samt jordens bonitet. Træer står typisk mere end 60 år, før de fældes, og alderen er derfor meget afgørende for træets værdi. I opgørelsen tager de også højde for skovenes sundhedstilstand, fredninger, jagtmuligheder, herlighedsværdi mv.[1] SKAT har vurderet omkring to tredjedele af det samlede skovareal i Danmark, og gennemsnitsværdien på de vurderede skove var 45.384 kr. pr. ha i 2005. Det antages, at denne værdi gælder for al skov i Danmark.

Prisen p_r bygger på et værdisætningsstudie af Dubgaard (1998). Dubgaard har gennemført en spørgeskemaundersøgelse, hvor folk er blevet spurgt om, hvor meget de vil betale for et årskort, der giver ubegrænset adgang til de danske skove. Dubgaard finder, at den voksne del af befolkningen i gennemsnit var villige til at betale 128 kr. for et årskort til de danske skove i 1993. Det kan omregnes til et gennemsnitligt årligt rekreativt afkast af de danske skove på 1.406 kr. pr. ha (2005-priser). Den pris antages at gælde i al fremtid, og den tilbagediskonterede værdi af dette giver hektarpris på 46.851 kr. Her er benyttet en diskonteringsrate på 3 pct.

Ændringen i skovarealet målt i hektar er benævnt Δk_t i ovenstående formel. Skov & Landskab på Københavns Universitets Biovidenskabelige Fakultet opgør skovarealet i Danmark.

1) Her er der tale om ejerens herlighedsværdi, hvilket ikke skal forveksles med den rekreative værdi, der indgår i p_r.

Lille gevinst ved naturgenopretning af Skjern Å

Der er foretaget en række større og mindre naturgenopretningsprojekter, som har øget kvaliteten af de berørte naturområder. Et eksempel er genopretningen af Skjern Å, der ofte karakteriseres som danmarkshistoriens største og dyreste naturgenopretningsprojekt. Værdien af dette projekt er skønnet til 346 mio. kr. (2000-priser), jf. Dubgaard mfl. (2003).[13] Genopretningen af Skjern Å vurderes på denne baggrund at have øget den ægte opsparing med 0,3 promille af BNP. Principielt skal alle naturgenopretningstiltag medregnes til den ægte opsparing, ligesom tiltag, der forværrer naturen, også skal medregnes som en nedsparing.

Ukendt værdi af biodiversitet

Biodiversitet er mangfoldigheden af dyre- og planteliv, som udgør naturen som helhed. Når der f.eks. beregnes en rekreativ værdi af skovene, indeholder denne værdi også indirekte den rekreative værdi af dyrene og planterne i skovene. Værdien af biodiversiteten må dog forventes overvejende at være knyttet til ikke-brugselementer som betydningen for økosystemernes stabilitet samt arternes eksistensværdi, hvilket ikke afspejles i de rekreative værdier, jf. kapitel II. Det er imidlertid forbundet med store vanskeligheder (og måske umuligt) at skønne over disse værdier. Det er umiddelbart ikke muligt at definere mængden af "økosystem". Hvis mængden og udviklingen i denne blev defineret korrekt, ville det sandsynligvis også være forbundet med store udfordringer at vurdere effekterne af ændringer i økosystemet. Problemet kan sammenlignes med klimaområdet, hvor det er forbundet med stor usikkerhed at skønne over effekterne af klimaændringerne. På klimaområdet er der dog den klare fordel, at mængden er defineret som koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren.

13) Tallene stammer fra publikationens tabel 9. I publikationen er værdien beregnet på baggrund af forskellige kalkulationer og tidshorisonter. Her benyttes resultaterne vedrørende uendelig tidshorisont og en kalkulationsrente på 3 pct. Værdien er angivet eksklusive etableringsomkostninger, idet de anses for at være en del af opsparingen på linje med andre investeringer.

III.5 Menneskeskabte formuegoder

Fysisk og finansiel kapital

National opsparing i snæver forstand er investeringer herhjemme og køb af værdipapirer i udlandet

I en traditionel snæver økonomisk forstand bruges begrebet den nationale opsparing som regel om summen af investeringerne i det fysiske kapitalapparat herhjemme og nettofordringserhvervelsen over for udlandet. Sidstnævnte er den finansielle opsparing, der finder sted i form af danskernes (netto-)køb af udenlandske værdipapirer. Trækker man herfra afskrivningerne på det hjemlige kapitalapparat, og ser man bort fra kapitalgevinster, fås forøgelsen af nationalformuen i snæver forstand. Udviklingen heri i perioden 1990-2010 beskrives i det følgende.

Nettokapitalapparatet er det mest relevante kapitalbegreb her

Den årlige opsparing i fysisk kapital er lig med ændringen i kapitalapparatet herhjemme, som igen er lig med årets investeringer fratrukket nedslidningen af det eksisterende kapitalapparat (afskrivningerne).[14] Danmarks Statistik opgør både et brutto- og et nettokapitalapparat. Forskellen er, at nettokapitalapparatet tager højde for økonomiske værdiforringelser. Det udgør derfor mellem 50 og 60 pct. af bruttokapitalapparatet. I det følgende tages udgangspunkt i nettokapitalapparatet, som giver det bedste udtryk for værdien af kapitalapparatet, altså den formue, der er placeret i fysisk kapital. Den årlige opsparing opgøres altså som ændringen i nettokapitalapparatet fra år til år i faste priser.

Bygninger udgør fire femtedele af kapitalapparatet herhjemme

Kapitalapparatet udgjorde primo 2010 ca. 5.400 mia. kr. eller godt 3 gange BNP. Langt hovedparten heraf, nemlig godt 80 pct., består af bygninger og anlæg. Private boliger udgjorde alene ca. 44 pct. af det samlede kapitalapparat, mens erhvervsbygninger stod for knap en fjerdedel og anlæg for 13 pct. Maskiner og inventar står for 11 pct. af det samlede kapitalapparat, hvoraf langt det meste er computere, hardware mv. Transportmidler udgør ca. 5 pct. af den samlede værdi, mens grupperingerne købt og egenudviklet

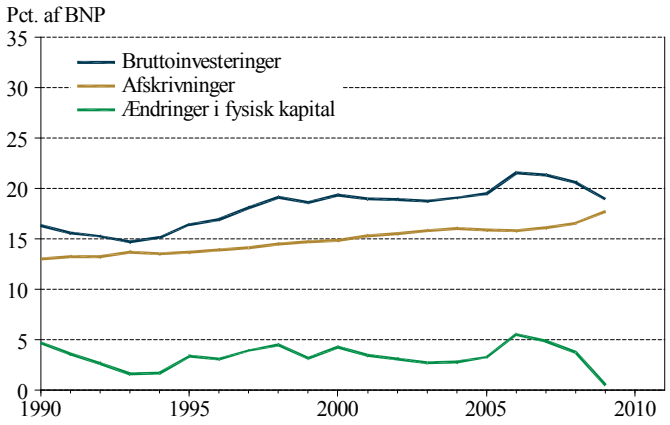
14) Hertil kommer nationalregnskabsbegrebet "Andre mængdeændringer", som bl.a. dækker over virkningen af usædvanlige uventede hændelser, som påvirker kapitalapparatet.

software, stambesætninger, efterforskningsboringer samt originalværker (inden for underholdning, kultur og kunst) tilsammen udgør ca. 2 pct. af det samlede fysiske kapitalapparat. Værdien af det samlede jordareal herhjemme indgår ikke i kapitalapparatet.

Ingen trend i opsparingen i fysisk kapital

Opsparingen i kapitalapparatet herhjemme i forhold til BNP fremgår af figur III.19. Det ses, at der er store årlige udsving, hvilket ikke mindst skyldes konjunkturudsvingene i økonomien. (Brutto-)investeringerne udgør den mest konjunkturfølsomme andel af BNP. Der er imidlertid ikke nogen trendmæssig udvikling over perioden. Afskrivningerne som andel af BNP er ganske vist vokset trendmæssigt i perioden, bl.a. fordi IT-udstyr, der har en kort levetid, udgør en stigende andel af kapitalapparatet; men bruttoinvesteringerne er steget omtrent lige så meget. I 1990-99 udgjorde stigningen i kapitalapparatet i gennemsnit 3,3 pct. af BNP, og i 2000-09 var stigningen 3,4 pct.

Figur III.19 Ændringer i fysisk kapital



Anm.: Ændringer i fysisk kapital udgør bidraget til den ægte opsparing. De er i al væsentlighed lig med bruttoinvesteringer fratrukket afskrivninger. Afskrivninger inkluderer økonomisk nedslidning.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

K/Y-forholdet er faldet svagt

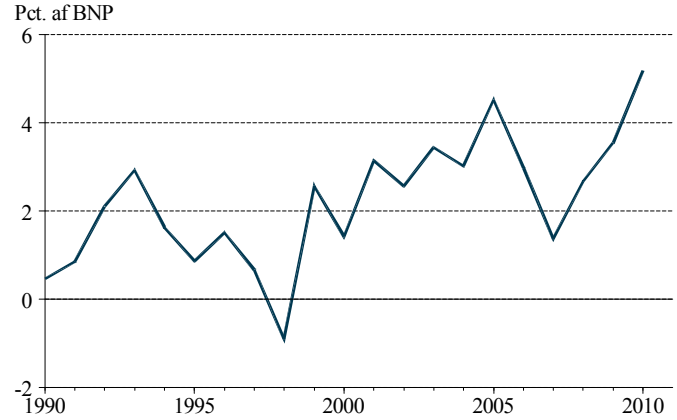
Stigningen i kapitalapparatet i den betragtede periode har været en anelse mindre end væksten i BNP. Mens kapital-

apparatet i 1990 udgjorde knap 3½ gange BNP, var det tilsvarende forhold 3,1 i 2010. Faldet i kapitalapparatet relativt til BNP skyldes fald i boligbeholdning og offentligt kapitalapparat.

Danskernes køb af udenlandske værdipapirer skal også tælles med

Danmarks finansielle nettoopsparing er lig med nettofordringserhvervelsen over for udlandet, der som nævnt svarer til den opsparing, der finder sted i form af danskernes køb af udenlandske værdipapirer fratrukket udenlandske køb af danske værdipapirer. Der er her et beregningsmæssigt problem, da nettofordringserhvervelsen kun opgøres i løbende priser, mens beregningen af den ægte opsparing som tidligere nævnt sker i faste priser. For at omregne årets nettofordringserhvervelse til faste priser er det her valgt at anvende BNP-deflatoren. Den finansielle opsparing som andel af BNP, som vises i figur III.20, har dermed samme deflator i tæller og nævner.

Figur III.20 Opsparing i finansiel kapital



Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregnnger.

Klar stigning i finansiel – og dermed samlet - opsparing i perioden

I modsætning til fysisk kapital er der en positiv trend i den finansielle opsparing som andel af BNP. I gennemsnit over hele perioden udgjorde den godt 2 pct. af BNP, men fordelt med 1,3 pct. årligt i 1990-99 og 2,9 pct. årligt i 2000-09. Den samlede danske nettoopsparing i traditionel forstand

kan beregnes som summen af de nettoinvesteringer, der finder sted i Danmark, og vores nettofordringserhvervelse på udlandet. De udtrykker henholdsvis den del af opsparingen, der placeres i danske aktiver, og den del, der placeres i udenlandske aktiver. Den stigende årlige nettofordringserhvervelse er altså et udtryk for, at den danske nettoopsparing er steget mærkbart i perioden.

Stigningen skyldes større offentlig opsparing

Der har været gennemført flere større reformer de sidste 25 år, der har haft til formål at forøge den private opsparing. Skattereformerne i 1987, 1993, 1998 og 2009 har således alle reduceret rentefradraget, som reelt virker som et subsidium til gældsætning. Ligeledes må den store stigning i arbejdsmarkedspensionsordningerne i sig selv formodes at have medført større opsparing i den private sektor. Alligevel er den private sektors gennemsnitlige årlige nettoopsparing faldet med ca. 2 pct. af BNP fra perioden 1990-99 til perioden 2000-09. Til gengæld er den offentlige sektors nettoopsparingskvote steget med godt 4 pct. af BNP i samme tidsrum. Det er dermed forbedringen af de offentlige finanser set over hele perioden, der trækker udviklingen i den samlede opsparing.

Humankapital

Humankapitalen er vigtig

Den menneskelige ressource er en vigtig faktor for et lands velstand og velfærd. Humankapital kan betragtes som den produktive formåen, der ligger i de menneskelige ressourcer, ligesom den fysiske kapital afspejler maskiner og bygningers produktive formåen. Økonomisk forskning peger i retning af, at humankapitalen er vigtigere end den fysiske kapital for et lands velstand.

Værdien af menneskers produktivitet

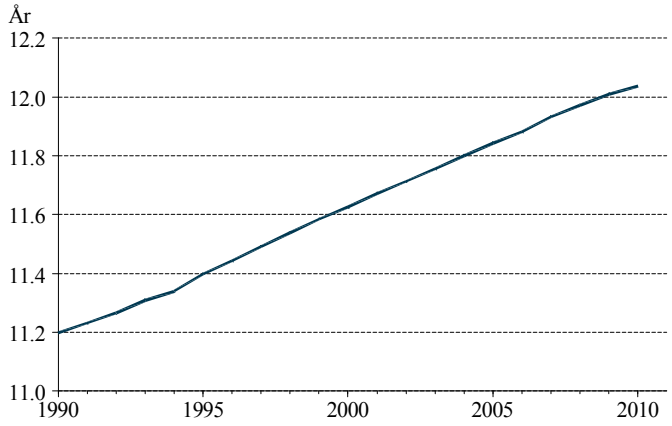
Humankapitalen omfatter alle de evner, et lands indbyggere besidder – både medfødte og tillærte. Evnerne kan både bruges til at øge produktiviteten i samfundet og til at øge glæden af fritiden. Det gælder f.eks. evnen til at læse. Humankapitalen kan derfor betragtes på to forskellige måder, enten som den samlede værdi af menneskers tid, inklusive deres fritid, eller kun som værdien af deres produktive formåen. Dette afsnit tilstræber at behandle

værdien af den produktive formåen, men det kan i praksis være svært at skelne de to begreber fra hinanden.

Uddannelses-niveauet stiger

En vigtig forudsætning for udviklingen i menneskers produktive formåen er uddannelse. Danskerne er i gennemsnit blevet mere veluddannede i perioden 1990 til 2010, og befolkningens gennemsnitlige uddannelseslængde er steget fra 11,2 år i 1990 til 12,0 år i 2010, jf. figur III.21. Flere unge tager en længerevarende uddannelse. I 1990 var 12 pct. af de 18-25-årige i gang med en videregående uddannelse, og i 2010 var dette tal steget til 22 pct. Andelen af unge på en gymnasial eller erhvervsfaglig uddannelse er også steget i perioden, omend kun svagt. Udviklingen betyder, at knapt så højtuddannede ældre, der træder ud af arbejdsstyrken, bliver erstattet af yngre med længere uddannelse.

Figur III.21 Gennemsnitlig uddannelseslængde



Anm.: Den gennemsnitlige uddannelseslængde for befolkningen i den arbejdsdygtige alder (16-66 år).

Kilde: DREAM og egne beregninger.

To metoder: Omkostninger …

Værdien af humankapitalen kan umiddelbart beregnes på to måder. Dels ud fra de omkostninger, der skal til for at skabe den, dels med udgangspunkt i det afkast i form af løn mv., humankapitalen skaber. Omkostningsmetoden tager

udgangspunkt i, at en persons humankapital er skabt af ressourcer investeret i personens opvækst og uddannelse. Det omfatter omkostninger til oplæring og uddannelse, herunder tabt arbejdsfortjeneste ved at uddanne sig frem for at være i beskæftigelse. Nogle opfatter udgifter til mad og sundhedsydelser som investeringer i humankapital, mens andre opfatter disse som forbrugsgoder, der ikke skal betragtes som investeringer. I de beregninger, der præsenteres i dette afsnit, tages der kun udgangspunkt i de omkostninger, der er direkte knyttet til uddannelse.

… eller indkomster

Indkomstmetoden tager udgangspunkt i, at lønninger mv. er det afkast, humankapitalen skaber. Dette leder frem til, at en persons humankapital kan opgøres som den tilbagediskonterede værdi af indkomsten i hele personens levetid. Mennesker tillærer sig løbende nye produktive evner, enten som en løbende del af deres arbejde eller ved at opbygge evner i deres fritid, som gør dem mere produktive. Omkostningerne ved denne type humankapitalopbygning er nærmest umulige at identificere, og de indgår derfor ikke i omkostningsberegningen.

Humankapital - omkostningsmetoden

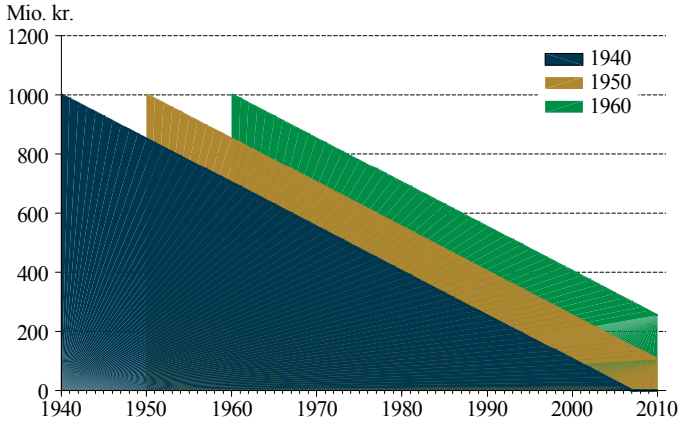
I dette underafsnit beskrives humankapitalen opgjort med udgangspunkt i omkostningerne ved at skabe den. Omkostningerne omfatter de offentlige udgifter til undervisning og den tabte arbejdsfortjeneste i forbindelse med uddannelse. Der forekommer også undervisning uden for den offentlige sektor, som øger humankapitalen. Ligeledes forekommer der undervisning og oplæring internt på arbejdspladserne, og folk får generelt flere kundskaber med erfaring. Der er ikke tilstrækkeligt med data, der kan belyse denne type undervisning, og værdien af disse elementer indgår derfor ikke i denne opgørelse af humankapitalen.

Humankapital holder ikke evigt

Udviklingen i humankapitalen fra år til år beregnes som tilvæksten i form af de omkostninger, der skal til for at danne humankapitalen, fratrukket det tab, der forekommer, når personer dør, eller den viden, de har tilegnet sig, bliver forældet. Det løbende tab af humankapital kan teknisk betragtes som afskrivninger.

I beregningerne afskrives humankapitalinvesteringerne lineært over 67 år,[15] hvilket svarer til den forventede restlevetid for en 16-årig. Der er beregnet afskrivninger for investeringerne foretaget i hvert eneste år siden 1923, jf. eksempelvis profilen for humankapitalinvesteringer på 1 mia. kr. foretaget i henholdsvis 1940, 1950 og 1960 i figur III.22.

Figur III.22 Afskrivningsprofil



Anm.: Figuren viser værdien efter afskrivninger af en investering på 1 mia. kr. foretaget i henholdsvis 1940, 1950 og 1960. Afskrivningerne er lineære over 67 år.

Kilde: Egne beregninger.

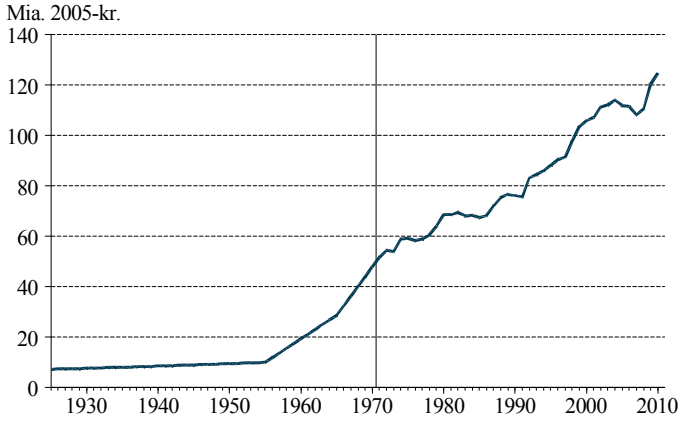
Stigende uddannelsesudgifter

Det stigende uddannelsesniveau er kommet af øget investering i undervisning. I perioden 1990 til 2010 er de årlige offentlige udgifter til undervisning steget knap 50 mia. kr. svarende til en stigning på 2,5 pct. i gennemsnit om året, jf. figur III.23. De nuværende erhvervsaktives humankapital afhænger imidlertid ikke bare af de seneste 20 års uddannelsesindsats, men af uddannelsesomfanget i op til 65 år tilba-

15) Lineære afskrivninger over 67 år giver en gennemsnitlig årlig geometrisk afskrivningsrate på 7 pct. Beregningerne går tilbage til 1923, idet den valgte metode tilsiger, at en humankapitalinvestering foretaget i 1923 påvirker niveauet for humankapitalen i hele perioden indtil 1990.

ge. De offentlige udgifter til undervisning har været stigende siden 1971. Der findes ikke umiddelbart tilgængelige data for de offentlige udgifter til undervisning før 1971. Til brug for beregningerne er der skønnet over de offentlige udgifter til undervisning i denne periode. Fra 1945 til 1971 skønnes udviklingen i undervisningsudgifterne at følge udviklingen i antallet af dimittender fra de almene gymnasier, og før 1945 antages udgifterne at vokse med 1 pct. om året, svarende til udviklingen i antallet af dimittender fra 1945 til 1955.

Figur III.23 Offentlige udgifter til undervisning



Anm.: Før 1971 er udgifterne skønnet at følge antallet af dimittender fra de almene gymnasier. Før 1945 antages udgifterne at vokse med 1 pct. om året, svarende til udviklingen i antallet af dimittender fra 1945 til 1955. Den lodrette streg angiver overgangen fra skøn til faktiske tal.

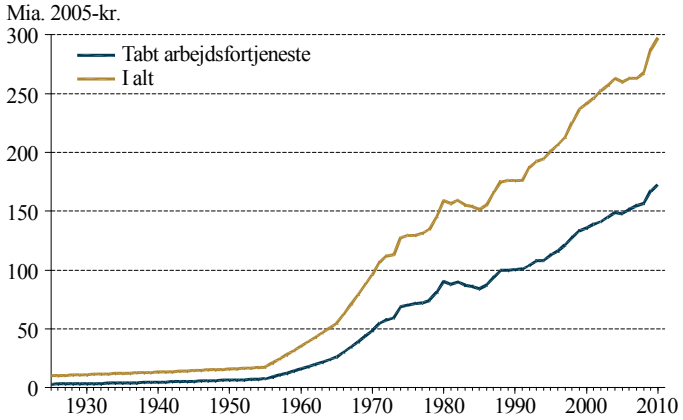
Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

Tabt arbejdsfortjeneste er en stor omkostning

Bruttoinvesteringerne i humankapital antages som beskrevet at være omkostningerne forbundet med at skabe den. I denne beregning medregnes udgifterne til undervisning og tabt arbejdsfortjeneste for de personer, som er under uddannelse. De årlige undervisningsudgifter er steget fra skønsmæssigt at udgøre 7 mia. kr. i 1925 til at udgøre 125 mia. kr. i 2010 (2005-priser), hvilket fremgår af figur III.23 ovenfor. Værdien af tabt arbejdsfortjeneste er beregnet med

udgangspunkt i antallet af personer over 16 år i uddannelse (folkeskole, ungdomsuddannelse og videregående uddannelse) og årslønnen for en ufaglært. Der eksisterer data for antallet af personer under uddannelse i årene 1991 til 2010. Til de videre beregninger er der behov for et skøn for antallet af personer under uddannelse længere tilbage i tiden, ligesom for de offentlige uddannelsesudgifter. Antallet af personer under uddannelse er derfor tilbageskrevet med de offentlige udgifter til undervisning. Den tabte arbejdsfortjeneste for personer under uddannelse antages at være lig med den gennemsnitlige årsløn for en privatansat kun med grundskoleuddannelse. I basisåret 2005 var denne årsløn 310.000 kr. før skat.[16] Med disse antagelser vurderes det, at omkostningerne forbundet med at skabe humankapitalen er steget fra 10 mia. kr. i 1925 til knap 300 mia. kr. i 2010, jf. figur III.24. Den tabte arbejdsfortjeneste udgør mere end halvdelen af omkostningerne.

Figur III.24 Omkostninger ved uddannelse



Anm.: De samlede omkostninger er summen af tabt arbejdsfortjeneste og offentlige udgifter til undervisning.

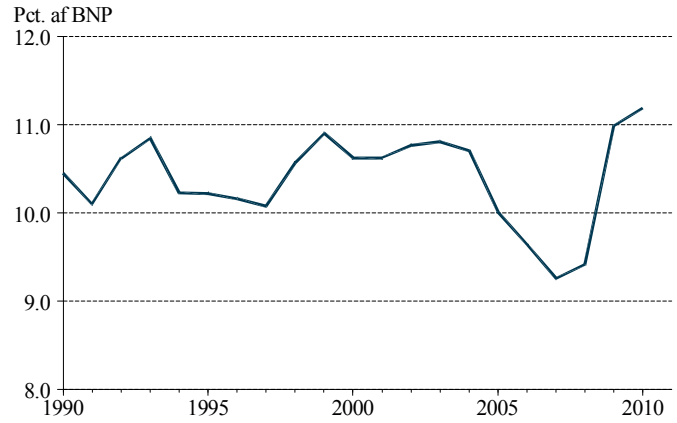
Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

16) Her benyttes årslønnen før skat, idet vi betragter de samfundsøkonomiske omkostninger og ikke de privatøkonomiske omkostninger.

Stor opsparing i humankapital

Bruttoinvesteringerne i hvert enkelt år fra figur III.24 afskrives som nævnt lineært over 67 år. Bruttoinvesteringerne i et enkelt år giver således et bidrag til den samlede humankapital i investeringsåret og de efterfølgende 65 år. Opgjort ved denne metode udgjorde humankapitalen 270 pct. af BNP i 1990, og humankapitalen er steget til 380 pct. af BNP i 2010. Den årlige nettoopsparing i humankapital har dermed udgjort omkring 10 pct. af BNP i perioden, jf. figur III.25.

Figur III.25 Humankapitalopsparing, omkostningsmetode



Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

Omkostningsmetoden er et underkantskøn

Ovenstående beregninger er baseret på uddannelsesomkostningerne i det formelle uddannelsessystem, dvs. de offentlige udgifter til undervisning og den tabte arbejdsfortjeneste i forbindelse med deltagelse i offentligt finansieret undervisning. En undersøgelse af O'Mahony (2011) viser, at der bruges betydelige ressourcer på uddannelse og træning uden for det regulære uddannelsessystem i de fleste europæiske lande, og Danmark er et af de lande, der bruger relativt flest ressourcer. Undersøgelsen er baseret på spørgeskemaer, hvor respondenterne bl.a. er blevet spurgt om, i hvilket omfang de har deltaget i kurser og seminarer. Med udgangspunkt i spørgeskemasvarene er det beregnet, at de

danske investeringer i opkvalificering uden for det regulære uddannelsessystem udgjorde 4,2 pct. af BNP i gennemsnit om året i perioden 2003 til 2007. Dette tal indeholder både faktiske udgifter til kursusholdere, og omkostninger i form af tabt arbejdsfortjeneste. Tallet er dog før afskrivninger. Afskrivningerne på kurser mv. er sandsynligvis højere end på regulær uddannelse, bl.a. fordi kurserne kan være målrettet den aktuelle arbejdsfunktion. Da uddannelse og opkvalificering uden for det offentlige uddannelsessystem ikke er medtaget i beregningerne, må det præsenterede resultat betegnes som et underkantsskøn for den faktiske udvikling i humankapitalen.

Humankapital – indkomstmetoden

I dette underafsnit præsenteres en alternativ opgørelse af humankapitalen. Opgørelsen tager udgangspunkt i det afkast, uddannelse skaber i form af øget lønindkomst mv. Metoden er beskrevet i Arrow mfl. (2010). Metoden tager udgangspunkt i et humankapitalindeks, der er baseret på befolkningens uddannelseslængde og et skøn over afkastet af uddannelse. Desuden benyttes en pris på humankapital baseret på den tilbagediskonterede værdi af forventede fremtidige lønindkomster.

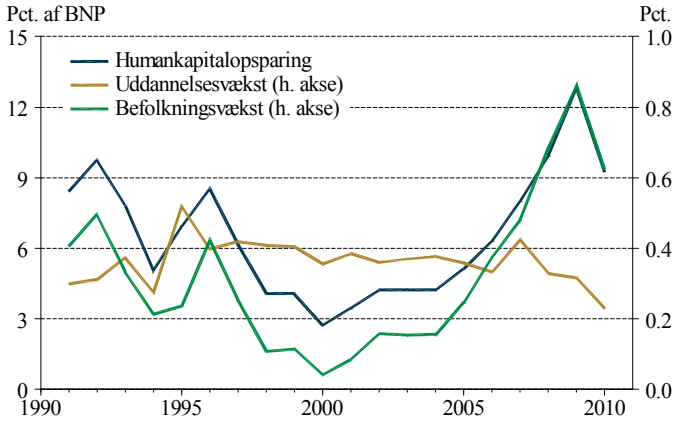
Lavt afkast af uddannelse i Danmark

Beregningen bygger på en antagelse om, at hvert enkelt yderligere uddannelsesår medfører et ekstra afkast i form af højere indkomst. Arrow mfl. (2010) benytter en afkastrate på uddannelse på 8,5 pct. pr. års uddannelse, hvilket er baseret på et survey af Psacharopoulos og Patrinos (2002), der omfatter en lang række lande. Studier på danske data viser dog et noget lavere afkast af uddannelse. Christensen og Westergård-Nielsen (2001) kommer f.eks. frem til et afkast på 4,3 pct. for uddannelse ud over grundskolen. Asplund mfl. (1996) kom frem til nogenlunde samme resultat (4,5 pct.). I nærværende beregninger benyttes et skøn for afkastet på et yderligere uddannelsesår på 4,3 pct. Det antages med andre ord, at humankapitalen alt andet lige stiger med 4,3 pct., hvis den gennemsnitlige uddannelseslængde stiger med et år.

Ujævn opsparingsprofil

Opgjort ved indkomstmetoden udgjorde den årlige nettoopsparing i humankapital i gennemsnit 6½ pct. af BNP i perioden, jf. figur III.26. Gennemsnittet dækker dog over en faldende tendens frem mod år 2000 og en stigende tendens derefter. I denne beregning er udviklingen i humankapitalen styret af to faktorer: Den gennemsnitlige uddannelseslængde og væksten i den voksne del af befolkningen. Den gennemsnitlige uddannelseslængde har været forholdsvis konstant stigende i perioden og har derfor givet et nogenlunde stabilt positivt bidrag til opsparingen. Tilvæksten i den voksne del af befolkningen har derimod været mere ujævn. Den er faldet frem mod år 2000, hvorefter den har været stigende.

Figur III.26 Humankapitalopsparing, indkomstmetode



Anm.: Uddannelsesvækst viser stigningstakten i den gennemsnitlige uddannelseslængde. Befolkningsvækst viser stigningstakten i antallet af personer over 16 år.

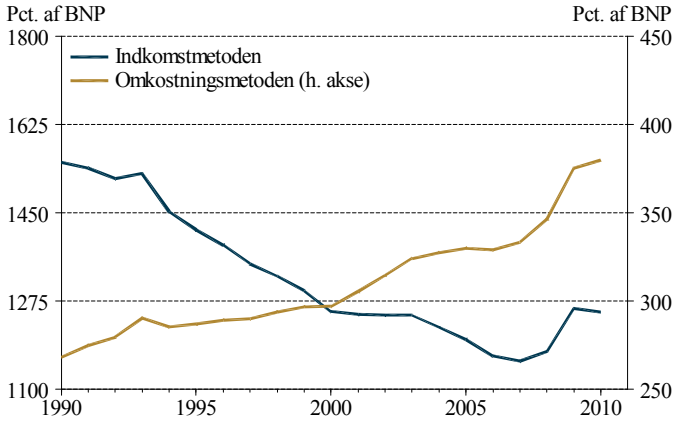
Kilde: Danmarks Statistik, DREAM og egne beregninger.

Fald trods tilvækst

Selvom nettoopsparingen i humankapital har været positiv, har humankapitalen udvist en faldende tendens i forhold til BNP opgjort med indkomstmetoden, jf. figur III.27. Humankapitalen er således faldet fra at udgøre 15½ gange BNP i 1990 til at udgøre 12½ gange BNP i 2010. Udviklingen skyldes, at BNP vokser hurtigere end humankapitalen,

hvilket i sidste ende skyldes, at der er andre kilder til stigende BNP-vækst end uddannelses- og befolkningsvækst. Denne tendens til faldende humankapital i forhold til BNP ses også i andre studier, der opgør humankapitalen med udgangspunkt i lønindkomster, jf. eksempelvis et studie på amerikanske data af Christian (2010).

Figur III.27 Humankapital



Kilde: Danmarks Statistik, DREAM og egne beregninger.

Humankapital – opsamling

Ovenfor er der præsenteret to beregninger, der belyser udviklingen i humankapitalen i perioden 1990 til 2010. Omkostningsmetoden giver en gennemsnitlig årlig opsparing i humankapitalen på 10 pct. af BNP, mens indkomstmetoden giver en gennemsnitlig opsparing på 6½ pct. af BNP.

Omkostninger frem for indtægter

Omkostningsmetoden tog udgangspunkt i omkostningerne, der skaber humankapitalen. Resultatet af denne metode er dermed især afhængigt af, hvor høje udgifterne til uddannelse er. Resultatet afhænger også af, hvor mange der er under uddannelse, da alternativomkostningerne, der indgår i beregningen, tager udgangspunkt i disse tal. Indkomstmetoden tog udgangspunkt i resultatet af uddannelsesindsatsen,

dvs. den gennemsnitlige uddannelseslængde. Resultatet af denne metode afhænger af udviklingen i befolkningen og væksten i den gennemsnitlige uddannelseslængde. Begge metoder må opfattes som underkantskøn, idet de hverken inddrager udviklingen i kurser, oplæring på arbejdspladsen eller den kompetenceudvikling, der automatisk foregår i forbindelse med arbejdet eller i fritiden. Da begge metoder er underkantskøn, vurderes det rimeligt at benytte omkostningsmetoden, som er det største af underkantskønnene. Omkostningsmetoden har i øvrigt den fordel, at den følger samme beregningsprincip som gængse beregninger af nettoinvesteringerne i det fysiske kapitalapparat. De beregnes også fra omkostningssiden som bruttoinvesteringerne fratrukket skønnede afskrivninger. Metodesammenfaldet betyder, at de to serier bliver mere sammenlignelige.

Videnskapital

Den tredje produktionsfaktor

Økonomer har traditionelt set betragtet fysisk kapital og humankapital som de to vigtigste produktionsfaktorer, men i mange år er der også forsket i, hvordan viden øger produktion og velstand. Viden kan betragtes som en produktionsfaktor på linje med fysisk kapital og humankapital. Viden har dog den særlige egenskab, at den kan bruges af flere på samme tid. En virksomheds brug af en god ide forhindrer principielt ikke en anden virksomhed i at bruge samme ide, hvorimod maskiner (fysisk kapital) og medarbejdere (humankapital) kun kan bruges et sted ad gangen.

Offentlig og privat viden

Videns egenskab som offentligt gode, der kan afkodes og bruges af flere samtidig, gør det alt andet lige mindre attraktivt for virksomheder at investere i forskning og udvikling eller andre aktiviteter, der øger vidensniveauet. Nye produkter og ideer kan blive kopieret af konkurrenterne, hvilket reducerer værdien af den enkelte virksomheds investering i ny viden. Derfor beskyttes viden i et vist omfang med intellektuelle ejendomsrettigheder og patenter. Det er nødvendigt for at øge de private investeringer i ny viden, men omkostningen er, at ny viden spredes langsommere. Nogle ideer kan ikke effektivt beskyttes af patenter mv., hvilket er en af grundene til, at der også er behov for offentlig forskning på eksempelvis de højere læreanstalter. Her produceres

grundforskning, som kan have stor betydning for resten af samfundet. Offentlig forskning er som udgangspunkt ikke produceret ud fra et profitmotiv, hvorfor det umiddelbare afkast kan være mindre end ved privat finansieret forskning og udvikling, men den offentlige forskning er normalt tilgængelig for alle, og den spredes derfor hurtigere end privat forskning.

Viden er ikke humankapital

Der skelnes mellem videnskapital og humankapital. Humankapital er viden, der er bundet til en person, og det kræver personens tilstedeværelse at udnytte denne viden. Eksempelvis er aerodynamik videnskapital, der er frit tilgængeligt for alle, mens en ingeniørs viden om aerodynamik er humankapital, der kræver hans tilstedeværelse eksempelvis i forbindelse med designet af en ny flytype.

Videnskapital er ikke identisk med TFP

I helt traditionelle makroøkonomiske modeller antages det, at der eksisterer to produktionsfaktorer, fysisk kapital og humankapital/arbejdskraft. Alle andre produktive input i produktionsprocessen opsamles i parameteren totalfaktorproduktiviteten (TFP). Mere avancerede modeller indarbejder videnskapitalen som en produktionsfaktor. Disse modeller indeholder også en parameter, der beskriver øvrige produktive input – den kaldes også totalfaktorproduktiviteten, selvom den beskriver et snævrere begreb end totalfaktorproduktiviteten i de traditionelle modeller. Totalfaktorproduktiviteten kan bl.a. være et udtryk for den sociale kapital i form af effektiviteten i retssystemet og graden af tillid mellem mennesker. Den kan samtidig beskrive klimaets betydning for landbrugsproduktionen. I dette afsnit betragtes udviklingen i videnskapitalen, og derfor ikke udviklingen i totalfaktorproduktiviteten.

Hvor stort er vidensafkastet?

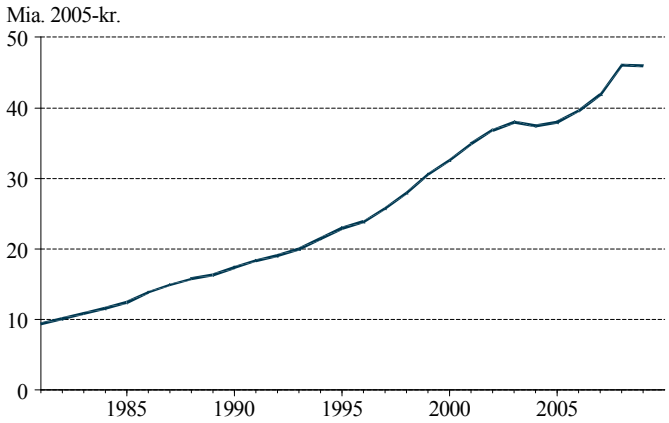
Som følge af videns særlige karakter vil der generelt gælde, at private investeringer i forskning og udvikling giver et større samfundsøkonomisk afkast end andre typer af investeringer. Investeringerne bør i teorien gennemsnitligt give virksomheder et risikojusteret afkast svarende til markedsafkastet. Desuden kan der være et yderligere afkast, idet andre virksomheder også kan få gavn af investeringen, f.eks. når et patent udløber. I den økonomiske litteratur findes meget divergerende bud på, hvor stort afkastet af

investeringer i forskning og udvikling er. I et omfattende litteratursurvey af Hall mfl. (2010) findes skøn for afkastet helt ned til 0 pct. og op til langt over 100 pct. Dette illustrerer, at det er forbundet med betydelige vanskeligheder at finde det samfundsøkonomiske afkast af investeringer i forskning og udvikling.

Stigende investeringer i viden

Udgifterne til forskning i Danmark er blevet mere end firdoblet siden 1981, jf. figur III.28. Udgifterne til forskning og udvikling betragtes som investeringer i videnskapital, og bruttoinvesteringerne i videnskapital er således steget kraftigt i perioden. Viden afskrives dog også løbende, fordi nye ideer kommer til, hvilket betyder, at gamle ideer bliver mindre relevante eller måske helt værdiløse. Eksempelvis har forbrændingsmotoren gjort dampmaskinen irrelevant for den moderne produktionsproces. Ifølge Hall mfl. (2010) benyttes normalt en afskrivningsrate på forskning og udvikling på 15 pct. i den økonomiske litteratur – et skøn, som er i overensstemmelse med en række studier på området.

Figur III.28 Udgifter til forskning og udvikling



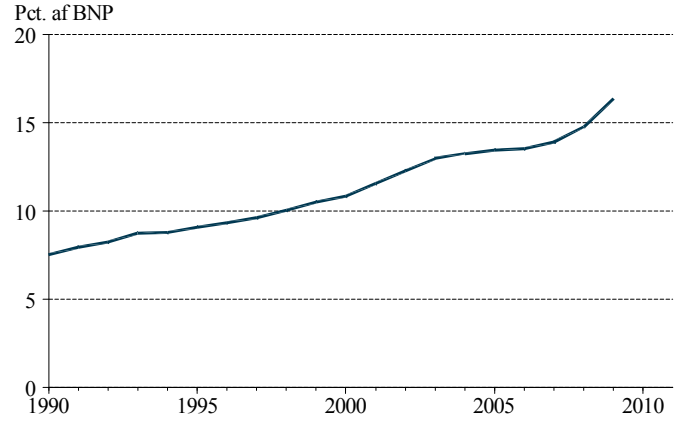
Anm.: Tallene dækker både private og offentlige udgifter til forskning og udvikling i Danmark.

Kilde: Eurostat.

Stigende videnskapital

Det skønnes, at den danskproducerede videnskapital udgjorde 41½ mia. kr. i 1981 (2005-priser). Skønnet tager udgangspunkt i, at udgifterne til forskning og udvikling var 9½ mia. kr. i 1981. Skønnet bygger endvidere på den forudsatte afskrivningsrate på 15 pct., og en antagelse om, at udgifterne til forskning og udvikling er steget med 7½ pct. om året i årene før 1981, svarende til væksten i udgifterne i perioden 1981 til 1988.[17] Herefter er videnskapitalen for resten af perioden beregnet ud fra bruttoinvesteringerne i figur III.28 og afskrivningsraten på 15 pct. Bruttoinvesteringerne har været større end afskrivningerne i perioden 1990 til 2009, og derfor er den danskproducerede videnskapital steget, jf. figur III.29.

Figur III.29 Dansk produceret videnskapital



Kilde: Eurostat, Danmarks Statistik og egne beregninger.

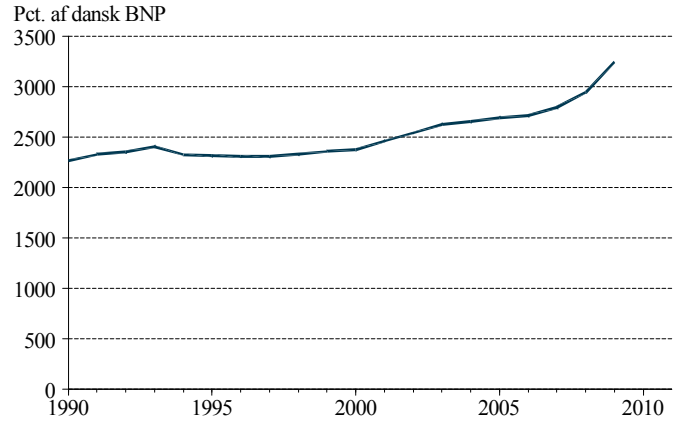
Gigantisk udenlandsk videnskapital

I Danmark har vi adgang til mere viden end den, vi selv producerer. Forskningsresultater fra udenlandske forskningsinstitutioner er som oftest frit tilgængelige. Vi har også adgang til privat produceret viden, som eksempelvis ikke er beskyttet af patentrettigheder. Der er derfor et spillover af

17) Værdien af den danskproducerede videnskapital i 1981 er således opgjort med udgangspunkt i følgende udtryk: Initialværdi = udgifter i basisår/(afskrivningsrate + vækstrate).

udenlandsk produceret viden til Danmark. Med udgangspunkt i den ovenfor beskrevne metode er der beregnet en udenlandsk videnskapital. Der forefindes kun data for udgifterne til forskning og udvikling for et relativt begrænset antal lande. I beregningen af den udenlandske videnskapital benyttes derfor kun data for 36 lande, men datasættet omfatter blandt andet USA, Japan og Kina, som er landene med de største vidensinvesteringer. Ligesom for den dansk producerede videnskapital benyttes en afskrivningsrate på 15 pct. Da udlandet er meget større end Danmark, er den udenlandske videnskapital naturligvis meget større end den danske. Den udenlandske videnskapital er steget fra at udgøre knap 2.300 pct. af dansk BNP i 1990 til at udgøre knap 3.300 pct. i 2009, jf. figur III.30.

Figur III.30 Udenlandsk videnskapital



Anm.: Figuren viser udenlandsk videnskapital i pct. af dansk BNP.
Kilde: OECD og egne beregninger.

Uklare spillovereffekter

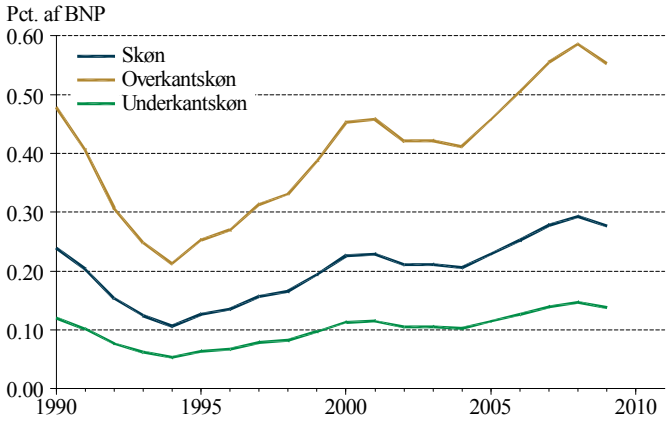
Det er ikke al den udenlandske viden, der er relevant for Danmark. Nye produktionsprocesser og varer vil være mere relevante for nogle lande end for andre. Eksempelvis er airconditionanlæg mere relevante for lande med et varmt klima end for lande med et koldt klima. Der er foretaget en række undersøgelser af de såkaldte spillovereffekter mellem lande. Resultaterne viser, at det producerende land får mere

ud af en investering i forskning og udvikling, end omverdenen gør. Et studie af Coe og Helpmann (1995) af 22 industrialiserede lande viser eksempelvis, at spilloveret udgør ca. 25 pct. af afkastet i det investerende land. Dette resultat indebærer, at de andre 21 lande i studiet tilsammen fik 25 pct. af det afkast, der tilfaldt det investerende land. Et andet studie af Nadiri og Kim (1996) af de daværende G7-lande viste en spillovereffekt på 50 til 75 pct. Et studie af Bjørner og Mackenhauer (2011) viser spillovereffekter på 14-16 pct. internt i Danmark mellem danske virksomheder. Dette tal kan ikke direkte sammenlignes med ovenstående spillovereffekter, men det bekræfter, at der kan være betydelige spillovereffekter.

Beskedne spillovereffekter

Baseret på bl.a. de to førstnævnte studier tager de følgende beregninger udgangspunkt i globale spillovereffekter fra videnskapital på 50 pct. Denne antagelse indebærer, at hvis et land udvikler en ide, der øger landets BNP med 10 mia. dollar, så vil BNP i omverdenen øges med 5 mia. dollar. Som et lille land modtager Danmark kun en lille andel af disse spillovereffekter. Dansk BNP udgør omkring ½ pct. af BNP i de lande, der indgår i opgørelsen af den udenlandske videnskapital. Med udgangspunkt i spillovereffekten på 50 pct. og Danmarks BNP-andel skønnes det, at Danmark udnytter omkring ¼ pct. af den viden, der produceres i udlandet. I regneeksemplet svarer det til, at dansk BNP stiger med 25 mio. dollar, når et land skaber en ide, der øger landets eget BNP med 10 mia. dollar. Med udgangspunkt i disse forudsætninger skønnes det, at udlandet har bidraget til at øge den danske videnskapital med gennemsnitligt 0,2 pct. om året i perioden 1990 til 2010, jf. figur III.31. Figuren viser to alternative beregninger for det udenlandske bidrag. Hvis spillovereffekten eksempelvis fordobles til 100 pct., fordobles bidraget til 0,4 pct. af BNP.

Figur III.31 Videnskapital-spillover



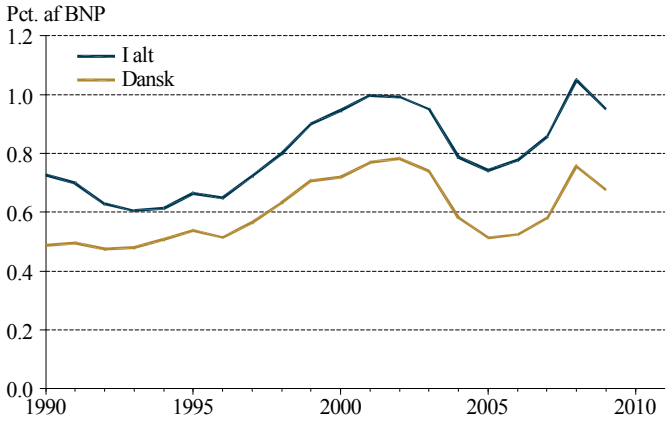
Anm.: Kurven "Skøn" angiver tilvæksten i den danske videnskapital som følge af udenlandske investeringer i videnskapital. Skønnet er beregnet med udgangspunkt i globale spillovereffekter på 50 pct. Overkantskønnet er beregnet med udgangspunkt i globale spillovereffekter på 100 pct., og underkantskønnet er beregnet med udgangspunkt i spillovereffekter på 25 pct.

Kilde: OECD og egne beregninger.

Indenlandske investeringer betyder mest

Den samlede udvikling i videnskapitalen består af bidrag fra danske investeringer og spillover fra udlandet. Bruttoinvesteringerne i den danskproducerede videnskapital har i gennemsnit udgjort 0,6 pct. om året i perioden 1990 til 2010. Sammenlagt med det udenlandske spillover har tilvæksten i den danske videnskapital udgjort i gennemsnit 0,8 pct. om året, jf. figur III.32. Tilvæksten i den danske videnskapital skyldes således hovedsageligt indenlandske investeringer i forskning og udvikling. Opsparingen i videnskapital har haft en svag tendens til at stige over den betragtede periode. Dette kan skyldes, at både de indenlandske og udenlandske investeringer i forskning og udvikling har været stigende i perioden.

Figur III.32 Videnskapitalopsparing

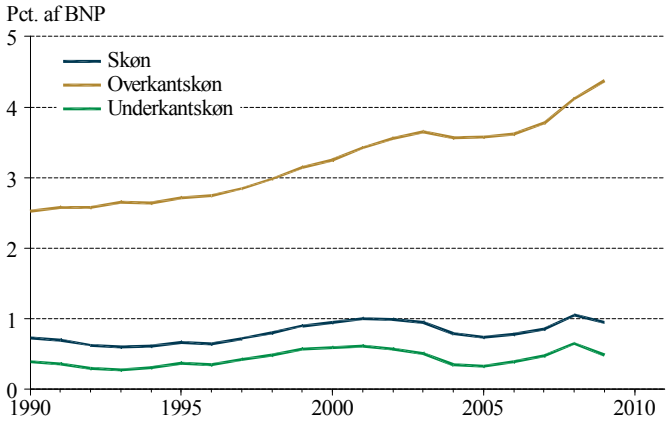


Kilde: Eurostat, OECD, Danmarks Statistik og egne beregninger.

Afskrivningsraten har stor betydning

Nettoopsparingen i videnskapital kan forekomme lav set i lyset af, at de danske udgifter til forskning og udvikling har udgjort 1,5 til 3 pct. af BNP i perioden. Den store afskrivningsrate betyder imidlertid, at der går meget viden tabt hvert år. Betragt eksempelvis 2007, hvor den danskproducerede videnskapital udgjorde knap 14 pct. af BNP. Med afskrivningsraten på 15 pct. betyder det, at afskrivningerne udgjorde mere end 2 pct. af BNP det år. For at belyse, hvordan den antagede afskrivningsrate påvirker resultatet, er videnskapitalopsparingen beregnet med udgangspunkt i forskellige afskrivningsrater. Hvis afskrivningsraten er 0 pct. – svarende til en antagelse om, at viden ikke forældes – vil tilvæksten i videnskapitalen udgøre 3,2 pct. om året i gennemsnit over perioden, jf. figur III.33. Hvis afskrivningsraten i stedet var 30 pct., ville tilvæksten i videnskapitalen udgøre 0,4 pct. i gennemsnit om året, hvilket svarer til det halve af det centrale skøn.

Figur III.33 Videnskapitalopsparing, forskellige afskrivningsrater



Anm.: Kurven "Skøn" angiver tilvæksten i den danske videnskapital. Skønnet er beregnet med udgangspunkt i en afskrivningsrate på 15 pct. Overkantskønnet er beregnet med udgangspunkt i en afskrivningsrate på 0 pct., og underkantskønnet er beregnet med udgangspunkt i en afskrivningsrate på 30 pct.

Kilde: Eurostat, OECD, Danmarks Statistik og egne beregninger.

Social kapital

Social kapital er bl.a. tillid og normer

Begrebet social kapital er svært at definere præcist, men betegner typisk en række formelle eller uformelle institutioner, som sætter rammerne for de forskellige økonomiske aktørers adfærd. Det er bl.a. normer for, hvilken adfærd der anses for passende og almindelig. Graden af tillid til andre mennesker nævnes ofte som en indikator for den sociale kapital. Lever man i et samfund, hvor man i almindelighed kan regne med, at de fleste andre mennesker vil forsøge at overholde de aftaler, de indgår, er det et eksempel på positiv social kapital. Det gør det mindre omkostningsfuldt at indgå forretningsaftaler og kan dermed stimulere den økonomiske velstand. En sådan tillid til andre mennesker kan bygge på formelle institutioner som bevidsthed om, at man har et politi- og retssystem, som effektivt straffer bedrageri. Den kan også bygge på uformelle kulturelle vaner, hvor folk enten har internaliseret normer om ordholdende adfærd eller

afskrækkes af, at de frygter stærke sanktioner fra andre medborgere i tilfælde af løftebrud, jf. Dasgupta (2008).

Betydningsfuldt for vækst og velfærd

Social kapital kan på mange forskellige måder have en gavnlig effekt på andre økonomiske variable som produktivitet og indkomst. Eksempler på udtryk for den sociale kapital kan være forekomsten af uformelle omgangsformer og netværk, engagement i civilsamfundet som eksempelvis frivilligt arbejde, graden af fælles tankegang og samhørighed og andre forhold, som stimulerer til gensidigt samarbejde hos indbyggerne i et samfund. Den sociale kapital vurderes ofte at være en betydningsfuld faktor for økonomisk vækst og den generelle velfærd, men er for diffust et begreb til, at den kan opgøres præcist. Endnu vanskeligere vil det være at forsøge at værdisætte den.

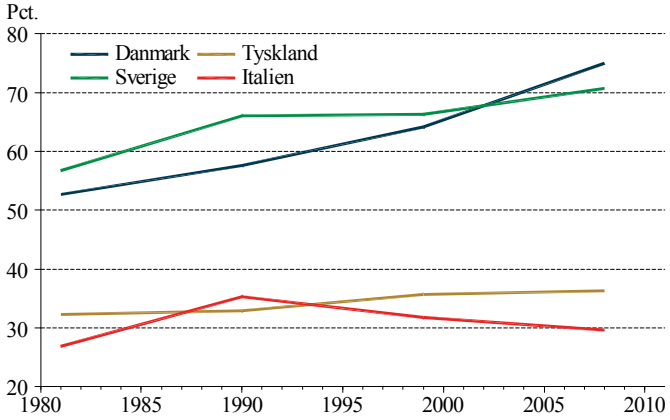
Danskernes tillid er steget

Det er derfor heller ikke forsøgt at kvantificere betydningen af ændringer i den sociale kapital for den ægte opsparing i Danmark; men det er muligt at se på udviklingen i enkelte indikatorer, som hver på deres måde kan belyse udviklingen i kapitalen. Forskningsprogrammet European Values Study har med mellemrum stillet befolkningen i en række lande forskellige spørgsmål, herunder også om tilliden til andre mennesker. For Danmark og Sverige ser andelen af personer, der generelt stoler på deres omgivelser, ud til at være steget mærkbart siden starten af 1980'erne, jf. figur III.34. Graden af tillid blandt de adspurgte er generelt højere end blandt deltagerne fra Tyskland og Italien.

Foreningsmedlemskab

En indikator for engagement i civilsamfundet er medlemskabet af forskellige frivillige organisationer. I den norske bæredygtighedsopgørelse nævnes frivilligt arbejde således som et vigtigt bidrag til at skabe og vedligeholde fællesgoder og social kapital. Statistisk Sentralbyrå har beregnet, at værdien af arbejdsindsatsen i den frivillige sektor i Norge udgjorde 3,6 pct. af BNP i 2008, jf. Brunvoll og Kolshus (2011). Deltagerne i European Values Study spørges også om deres foreningsmedlemskaber. Der er her generelt dog ikke noget klart mønster i nogen udvikling for Danmark fra 1981 til 2008.

Figur III.34 Tillid i fire europæiske lande



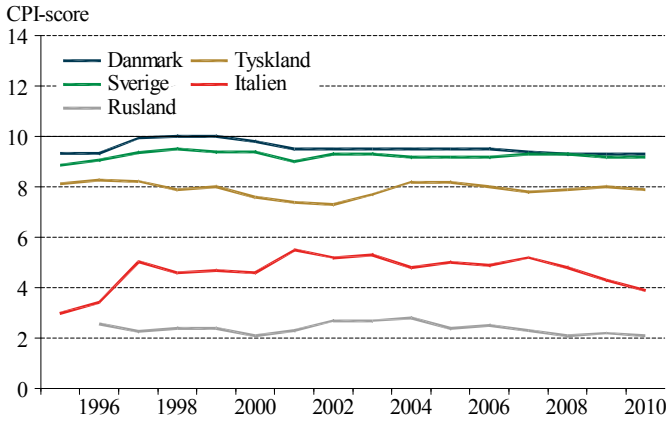
Anm.: Der er observationer fra fire år: 1981, 1990, 1999/2000 og 2008. Figuren viser andelen af personer (ud af ca. 1000 adspurgte), der i hvert år har svaret bekræftende på spørgsmålet: "Generally speaking, would you say that most people can be trusted?"

Kilde: European Values Study.

Danmark ikke helt korruptionsfri

Et tredje kendetegn på den sociale kapital kan være opfattelsen af, hvor velfungerende den offentlige sektor er. Det ses bl.a. ved opfattelsen af mængden af korruption. Organisationen Transparency International udgiver et årligt indeks for forskellige lande, hvor de spørger internationale eksperter om deres oplevelse af korruptionsniveauet i de enkelte lande. For Danmarks vedkommende blev vi i årene 1998-99 anset som absolut korruptionsfri, jf. figur III.35. Siden er vurderingen faldet, men ligger ikke lavere end i 1995, hvor man lavede dette indeks for første gang. Igen er det danske niveau stort set på linje med det svenske. I Tyskland, Italien og Rusland opfattes korruptionsproblemerne som større.

Figur III.35 Korruptionsindeks i fem europæiske lande



Anm.: CPI står for Corruption Perceptions Index. Indekset bygger på besvarelser fra et internationalt ekspertpanel. Værdien 10 betegner totalt fravær af korruption.

Kilde: Transparency International.

Ikke tegn på ringere social kapital

Sammenfattende kan det siges, at den sociale kapital ud fra disse indikatorer i hvert fald ikke lader til at være gået tilbage i Danmark. Der bør dog tages nogle væsentlige forbehold med hensyn til, hvor sigende og hvor sikre de nævnte indikatorer hver især er.

Sundhedskapital

Befolkning og levetid er steget markant

Man kan tænke på ændringer i sundhedskapitalen som en økonomisk opgørelse af værdien ved, at befolkningstallet ændres, at levetiden ændres, og at livskvaliteten ændres, når den gennemsnitlige sundhedstilstand forandres. Historisk er den gennemsnitlige levetid steget markant, og de befolkningsfremskrivninger, der anvendes i Danmark, antager, at det samme vil være tilfældet fremover. Hvert år sker der altså en stigning i sundhedskapitalen i den forstand, at befolkningen i det pågældende år tilsammen kan se frem til flere fremtidige leveår, end det var tilfældet for befolkningen et år tidligere.

Meget usikker værdisætning af liv

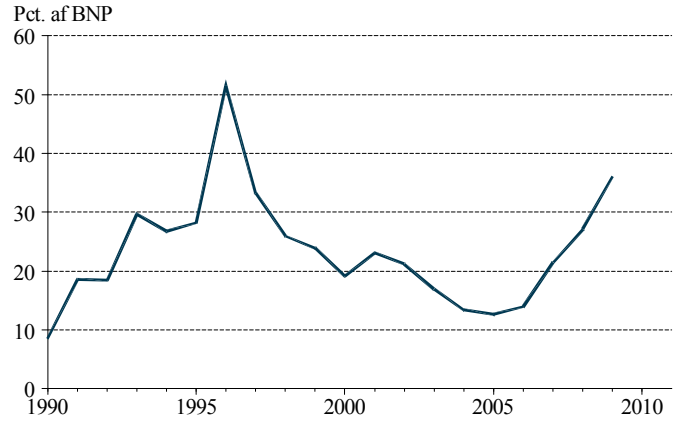
Med udgangspunkt i en befolkningsfremskrivning kan man kvantificere mængden af forventede kommende leveår for

hele befolkningen og dermed beregne stigningen fra år til år. Det er imidlertid vanskeligt at finde en troværdig størrelsesorden for værdisætningen af disse ekstra leveår. I samfundsøkonomiske cost-benefit-analyser anvendes ofte begrebet VSL (værdien af et statistisk liv). Beregningen af VSL kan baseres på en såkaldt omkostningsmetode, hvor der foretages en beregning af ulykkesomkostninger, produktionstab mv. som følge af et dødsfald, eller alternativt ved betinget værdisætning eller markedsbaserede metoder, hvor værdisætningen bygger på individers observerede adfærd – f.eks. den lønpræmie, der optræder i risikobetonede jobfunktioner. I Finansministeriet (1999) refereres en række udenlandske VSL-beregninger. De omkostningsbaserede går fra 0,1 mio. kr. (Portugal) til 7 mio. kr. (Tyskland), og de øvrige beregninger fra 9½ mio. kr. (England) til 19,7 mio. kr. (USA). Selv anbefaler Finansministeriet i denne publikation en værdi af et statistisk liv på 6,3 mio. kr. for Danmark (alle beløb i 1999-priser).

Her sættes et leveår til 654.000 kr.

I det følgende foretages en illustrativ beregning af udviklingen i sundhedskapital i stil med tilgangen i Arrow mfl. (2010). For at finde en værdi pr. leveår benyttes samme fremgangsmåde som i De Økonomiske Råd (2011b). Der tages udgangspunkt i en værdi af et statistisk liv på 13,6 mio. kr. i 2002-priser. Dette beløb er udregnet i Trafikministeriet (2003) og siden brugt i adskillige danske studier, eksempelvis Transportministeriet (2010). Trafikministeriets kilde er en workshop organiseret af EU-Kommissionen i 2000, som igen har brugt tal fra et tidligere meta-studie af betalingsvillighedsundersøgelser foretaget af Englands Department of Environment, Transport and Regions. Værdien af et statistisk liv kan under visse antagelser omregnes til en værdi pr. leveår. Ved brug af fremgangsmåden i Willumsen mfl. (2005) og De Økonomiske Råd (2011b) giver det en pris pr. leveår på 654.000 kr. (2005-priser). Anvendes denne værdi af et statistisk leveår, kan man beregne sundhedskapitalen som antallet af samlede forventede leveår for befolkningen i hvert år, og værdien heraf ved at prissætte hvert leveår med 654.000 kr. og tilbagediskontere med 3 pct. Opsparingen i sundhedskapital kan herefter beregnes som udviklingen i denne formue fra år til år.

Figur III.36 Opsparing i sundhedskapital



Anm.: Beregningen angiver værdien af ændringen i forventede antal leveår for den samlede befolkning. Som følge af store metodemæssige problemer indgår opsparing i sundhedskapital ikke i den samlede opgørelse af ægte opsparing.

Kilde: DREAM's befolkningsfremskrivning, Willumsen mfl. (2005) og egne beregninger.

Opsparing udgør en fjerdedel af BNP

I figur III.36 ses resultatet af en sådan beregning. Det ses, at værdierne beregnet på denne måde er overordentlig store. I gennemsnit udgør den årlige "opsparing i sundhedskapital" 23½ pct. af BNP. I 1996 overstiger den halvdelen af BNP. Det er resultatet af, at såvel befolkningens størrelse som den forventede restlevetid for hvert individ stiger mærkbart i løbet af perioden.

Sundhedskapital medtages ikke i endelig beregning

Som nævnt er beregningsforudsætningerne bag værdisætningen af et ekstra leveår yderst skrøbelige. Da beregningen af den ægte opsparing i sundhedskapital samtidig afhænger helt af denne værdisætning, bør den størrelsesmæssige ændring i ovenstående beregning ikke tages som et seriøst konkret bud på, hvor meget de sundhedsmæssige fremskridt i perioden har betydet. Beregningen ovenfor indgår derfor ikke i den samlede beregning af ægte opsparing, men skal blot tjene til at illustrere, at ændringen i levealder og befolkningens størrelse kan have stor betydning for den samlede ægte opsparing. Man kan dog argumentere for, at en del af denne opsparing under alle omstændigheder er

medregnet andetsteds, idet stigningen i levealderen bl.a. skyldes lægevidenskabelige fremskridt, og disse indgår i beregningen af udviklingen i den samlede videnskapital i perioden.

III.6 Sammenfatning og anbefaling

Ægte opsparing et bredere velfærdsbegreb end de traditionelle

Ægte opsparing belyser et bredere velfærdsbegreb end de relativt snævre opgørelser af national opsparing og nationalformue, som normalt præsenteres i nationaløkonomiske beregninger. Såvel udviklingen i det fysiske kapitalapparat herhjemme i form af bygninger og maskiner som ændringen i vores tilgodehavender over for udlandet, der begge opgøres regelmæssigt i Nationalregnskabet, har betydning for vores fremtidige forbrugsmuligheder og dermed vores velfærd som nation. Disse er imidlertid langtfra de eneste reelle kapitalgoder, som påvirker vores fremtid. Ændringerne i naturen omkring os har ligeledes potentielt meget stor betydning. Det gælder ændringer i den naturkapital, som giver os grundlæggende tjenesteydelser i form af ren luft, brugbart drikkevand, gunstige klimatiske forhold, levedygtige økosystemer, rekreative oplevelser osv. Det gælder også forbruget af ikke-fornybare naturressourcer som olie og gas fra Nordsøen og ændringerne i fornybare ressourcer som fiskene i vores farvande og omfanget af vores skove.

Miljø, naturressourcer, viden, færdigheder, sundhed og sociale forhold bør indgå

Heller ikke indregningen af op- og nedsparingen i miljø- og ressourcekapital vil imidlertid dække alle de kapitalændringer, der er afgørende for vores fremtidige velfærd. Forøgelsen af den menneskelige viden i form af færdigheder og teknologiske fremskridt (i bred forstand) er en helt afgørende faktor for væksten i materielle forbrugsmuligheder. Videns- og humankapitalens udvikling er dermed vigtige elementer. Tilsvarende er befolkningens sundhedstilstand, blandt andet målt ved den forventede levetid, en vigtig parameter for velfærden. Det samme gælder for det mere diffuse begreb social kapital, som dækker over en række forhold med betydning for vores materielle produktionsmuligheder og generelle velfærd. Det kan eksempelvis være graden af tillid, tryghed eller sammenhængskraft i befolkningen.

Metoderne forbedres, og flere komponenter inddrages

Det er overordentlig vanskeligt at foretage en sikker opgørelse af den ægte samfundsmæssige opsparing i denne udvidede forstand. Der vil ofte være usikkerhed omkring mange størrelsesordner, og de antagelser, der er nødvendige at gøre for at komme frem til et bud på et resultat, kan oplagt diskuteres. Ofte vil der være alternative måder at opgøre opsparingen på, og de vil give forskellige resultater, uden at det er muligt entydigt at sige, hvilken fremgangsmåde der er bedst. Resultaterne i nærværende kapitel skal derfor tages med betydelige forbehold. Den gren af økonomien, der har beskæftiget sig med disse emner, har dog gjort en række metodologiske fremskridt i løbet af de seneste årtier. I forhold til tidligere danske opgørelser som f.eks. i Det Økonomiske Råd (1998) vurderes det derfor, at der er sket metodemæssige forbedringer i den her præsenterede opgørelse, som også inddrager flere delområder end tidligere offentliggjorte danske studier af den ægte opsparing.

Resultater fra ægte opsparing

Den ægte opsparing er positiv i alle år, og over 7 pct. af BNP i gennemsnit

Den samlede ægte opsparing opgjort som summen af de elementer, hvis beregning er gennemgået i de foregående afsnit, fremgår af figur III.37. Det ses, at den beregnede ægte opsparing er positiv i alle årene. I gennemsnit udgør den ca. 7½ pct. af BNP. Målt på denne måde lever den ægte opsparing i Danmark dermed op til det kriterium for en bæredygtig udvikling, der siger, at den ægte opsparing ikke må være negativ. Usikkerheden i beregningen er dog så stor, at man ikke kan fastslå med sikkerhed, at den samlede opsparing faktisk er positiv. Eksempelvis giver nedsparingen i klimakapital i den foretagne beregning et negativt bidrag på ca. 6 pct. af BNP om året, men alternative og mere ekstreme antagelser, der dog ikke fuldstændig kan udelukkes, medfører i stedet en nedsparing på mellem 0 og 30 pct. af BNP. Ligeledes er der elementer, det ikke har været muligt at kvantificere og dermed medtage i beregningen, men som kan forventes at være relativt store. Det gælder udviklingen i biodiversitet, i sundhedskapitalen og i den sociale kapital.

Figur III.37 Ægte opsparing

Anm.: I beregningen indgår ændringer i fysisk kapitalapparat, finansiel opsparing, human- og videnskapital, ressourcerne i Nordsøen, skov- og fiskebestand, ændringer i klimaforhold og anden luftforurening.

Kilde: Egne beregninger.

Nationalformuen vokser trods negativt bidrag fra forurening

Tager man udgangspunkt i det centrale skøn for den ægte opsparing på gennemsnitligt 7,4 pct. af BNP årligt, er fortolkningen, at vores nationalformue i bred forstand er stigende. Dette er udtryk for, at mulighederne for fremtidig velfærd er forbedrede. Det gælder, selvom der er et betydeligt negativt bidrag fra især forurening, men også fra forbruget af den naturkapital, vi ejer i form af olie- og gasreserverne i Nordsøen.

Vi ved ikke, om velfærden pr. hoved er steget

Antallet af indbyggere i Danmark er steget ca. 7½ pct. fra 1990 til 2010. Hvis forbrugsmulighederne i bred forstand for hvert enkelt individ skal vokse, skal den ægte opsparing ikke blot være positiv, men den samlede formuestigning skal være større end befolkningsvæksten, sådan at den gennemsnitlige formue pr. hoved også vil stige. Det er i praksis umuligt at opgøre niveauet for den ægte formue, da det blandt andet vil kræve en værdisætning af den totale værdi af naturen. Derfor er det ikke muligt at afgøre, om formuen pr. hoved er vokset i perioden, men man kan konkludere, at danskerne som befolkning er blevet rigere.

Tabel III.5 Ændringer i ægte opsparing over perioden

	Gennemsnit pr. år			
	1990-2009	**1990-1999**	**2000-2009**	**Forskel[a)]**
	---------- Pct. af BNP ----------			
Fysisk	3,3	3,3	3,4	0,2
Finansiel	2,1	1,3	2,9	1,6
Human	10,4	10,4	10,3	-0,1
Videns	0,8	0,7	0,9	0,2
Nordsø	-1,8	-1,5	-2,2	-0,7
Klima	-5,8	-5,9	-5,7	0,2
Anden luft	-1,5	-1,9	-1,1	0,8
Grundvand	0,1[b)]		0,0	
Skov	0,0	0,0	0,0	0,0
Fisk	0,0	0,0	0,0	0,0
I alt	7,4	6,3	8,5	2,1

a) Søjlen angiver forskelle i vækst mellem de to årtier.
b) Gennemsnit 1998-2009.

Anm.: På grund af afrunding summer tallene ikke altid. Udviklingen i grundvandsreserven er først beregnet fra 1998 og indgår derfor ikke i beregningen af den samlede ægte opsparing.

Kilde: Egne beregninger.

Stigningen i humankapital helt afgørende for den ægte opsparing

Tabel III.5 viser, hvilke elementer der har haft afgørende betydning for den samlede ægte opsparing i perioden. Den helt dominerende faktor er forøgelsen af vores humankapital, altså de evner og færdigheder, som befolkningen i perioden har tilegnet sig i form af uddannelse mv. Bidraget fra større humankapital udgør med den anvendte beregningsmetode (baseret på investeringerne i uddannelse) over 10 pct. om året, og har været stabilt over den betragtede periode. Bidraget er dermed over tre gange så stort som bidraget fra stigningen i det fysiske kapitalapparat, og større end den samlede ægte opsparing. Eller udtrykt på en anden måde: Hvis vi ikke i perioden havde forøget kundskabsniveauet i befolkningen, ville vi have haft en udvikling, der ville have impliceret lavere velfærd for de fremtidige generationer, og som dermed ikke ville være bæredygtig (alt andet lige).

Alternativ opgørelse

En alternativ opgørelse af humankapitalen baseret på opgørelse af indkomststigningerne ved uddannelse kommer frem til en noget lavere årlig opsparing på 6½ pct. af BNP i gennemsnit. Selv med dette lavere skøn vil den samlede ægte opsparing dog være positiv, og humankapitalen vil udgøre det største enkeltelement.

Årlig nedsparing i naturkapital på over 9 pct. af BNP

Den nedsparing, der finder sted i naturkapital (forstået som forbrug af naturressourcer samt klimaskader og anden forurening), udgør tilsammen over 9 pct. af BNP i gennemsnit i perioden. Der finder således en betydelig løbende nedslidning af vores naturkapital sted under de anvendte beregningsforudsætninger. Det væsentligste bidrag til nedslidningen af naturkapitalen, nemlig knap 6 pct. af BNP årligt, kommer fra udviklingen i drivhusgasserne og dermed fra de forventede fremtidige danske klimaproblemer. Andre medtagne luftforureningsproblemer medfører en nedsparing på gennemsnitligt 1½ pct. af BNP over hele perioden. Det tredje væsentlige negative element i beregningen af den ægte opsparing er udtømningen af vores ressourcer i Nordsøen, som målt i faste priser har mindsket vores naturkapital med knap 2 pct. af BNP årligt i perioden. Udviklingen i brugbare grundvandsreserver, fiskebestanden og skovmængden i Danmark har hver især kun meget beskeden betydning for den samlede ægte opsparing, når den måles i forhold til BNP.

Traditionel nationalopsparing udgør godt 5 pct. af BNP

De poster, som traditionelt bruges som mål for vores nationale formueforøgelse i snæver forstand, nemlig opsparing i fysisk og finansiel kapital, udgør tilsammen godt 5 pct. af BNP. Hertil kommer, at væksten i mængden af videnskapital forstået som mængden af tilgængelig og brugbar viden uafhængigt af den legemliggjorte viden, der indgår i beregningen af humankapital, giver et bidrag på omkring ¾ pct. af BNP årligt. Dette tal kan synes overraskende lille på baggrund af, at ny viden ofte omtales som den faktor, der i sidste ende driver den materielle fremgang. Det bør dog erindres, at menneskehedens voksende viden også påvirker beregningen af opsparing i humankapital, idet det her indgår, at kvaliteten af en times undervisning stiger over tid, fordi undervisernes viden stiger.

Opsparingen er steget med en tredjedel i det senest årti

Sammenlignes 1990'erne med 2000'erne, ses det, at den ægte opsparing er steget mærkbart. Der er en del variation over tid i nogle af komponenterne, men i gennemsnit udgjorde opsparingen ca. 6½ pct. af BNP i 1990-99 og 8½ pct. i 2000-09. Det svarer til en stigning i den samlede opsparing på en tredjedel. Størstedelen af denne stigning kan genfindes som en større finansiel opsparing. Ændringen over perioden i det brede begreb ægte opsparing er altså tæt på at være lig med ændringen i det traditionelle snævrere økonomiske opsparingsbegreb, der kun omfatter ændringen i fysisk og finansiel kapital.

Udtømning af Nordsøen steget, luftforurening faldet

To andre delkomponenter har også udvist en væsentlig ændring i perioden, men med modsatrettede fortegn, og størrelsesmæssigt har de omtrent ophævet hinanden. Det drejer sig om udtømningen af ressourcerne i Nordsøen, som har været højere – og dermed medført en større nedsparing – som andel af BNP i det seneste tiår. Omvendt er luftforureningen som følge af svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak blevet væsentligt mindre som følge af de tiltag, der er blevet taget i Danmark og internationalt på dette område. Dette har bidraget til en stigning i den ægte opsparing.

Ændringer i skove, fisk og grundvand betyder meget lidt

Skovarealet er steget i perioden, hvilket har givet et positivt bidrag til den ægte opsparing. Samtidig er forureningen af grundvandet generelt faldet, formodentlig som følge af de forskellige tiltag, der er blevet foretaget for at forbedre grundvandskvaliteten. Den formue, som består af fiskebestandene i vores farvande, er omvendt faldet i perioden. For alle tre naturformuer gælder dog, at ændringerne har været så små, at de praktisk taget ikke påvirker den samlede ægte opsparing.

Udlandet spiller stor rolle for den målte opsparing i Danmark

Som det fremgår af de enkelte beregninger, skyldes ændringerne i flere af elementerne i vid udstrækning udenlandske forhold. Den ægte opsparing kan således ikke uden videre fortolkes som den opsparing, danskerne selv har foretaget i perioden. De store forureningsproblemer, som påvirker vores velfærd og dermed den ægte opsparing, er for en stor dels vedkommende grænseoverskridende. Ændringerne i miljøtilstanden i Danmark skyldes derfor først og fremmest

ændrede udledninger i landene omkring os. Det gælder allermest klimaproblemet, hvor det er den globale udledning af drivhusgasser, der i sidste ende påvirker Danmarks situation. Danmarks egen udledning af drivhusgasser udgør kun ca. 0,2 pct. af den samlede globale udledning og har dermed reelt ingen betydning for, hvor hårdt vi vil blive ramt af klimaændringer fremover. Også et område som opsparing i videnskapital har grænseoverskridende karakter. Det indgår således i beregningerne, at omkring en tredjedel af virkningen herfra er gevinster, som tilfalder Danmark som følge af, at der i udlandet investeres i forskning og udvikling af ny viden og teknologi.

Udviklingen er bæredygtig i svag forstand …

At den ægte opsparing er stabilt positiv, betyder – med forbehold for den usikkerhed, der ligger i beregningerne, og de forhold, det ikke har været muligt at kvantificere – at Danmark har levet op til det svage bæredygtighedskriterium i perioden. Selvom nogle af delkomponenterne i opsparingsberegningen har været negative, har formuestigningen i andre komponenter, først og fremmest humankapitalen, været endnu større. Hvis substitutionsmulighederne mellem de forskellige kapitalgoder er tilstrækkeligt gode, betyder dette, at den samlede velfærd er steget. Man kan imidlertid ikke være sikker på, at denne forudsætning er opfyldt, og dermed heller ikke, om udviklingen er bæredygtig i stærk forstand, jf. diskussionen om kritisk naturkapital. Hvis eksempelvis biodiversiteten eller de nuværende klimaforhold vurderes at have nået en kritisk undergrænse, vil yderligere nedgang på disse områder medføre uerstattelige tab, som ikke opvejes af, at andre elementer i den ægte opsparing er steget.

… men ikke nødvendigvis i stærk forstand

Uvist, om væksten i forbrugsmulighederne kan opretholdes

Selvom en positiv ægte opsparing ifølge den svage bæredygtighedsopfattelse betyder, at forbrugsmulighederne i bred forstand – eller velfærden – er blevet forbedret, siger det ikke i sig selv noget om, hvorvidt opsparingen har været tilstrækkelig til at opretholde en vækst i forbrugsmulighederne, som svarer til den historiske udvikling. Det er et almindeligt resultat i økonomisk vækstteori, at en konstant vækst i forbrugsmulighederne kræver, at formuen/kapitalapparatet samlet set vokser lige så hurtigt som produktionen. Om det er tilfældet for Danmark, er ikke muligt at

afgøre, fordi det ikke er muligt at beregne niveauet for kapitalen for en række af delkomponenterne, f.eks. klimakapitalen. Man kan dog få en indikation ved at se på nogle af delelementerne hver for sig. Humankapitalen er med de givne antagelser således vokset hurtigere end BNP i perioden.

Faldende klimakapital udgør langt det største negative bidrag

Langt det vigtigste negative bidrag i beregningerne kommer fra den faldende klimakapital, altså akkumulationen af drivhusgasser i atmosfæren og de formodede fremtidige skader, der følger heraf. Der er meget stor usikkerhed om omfanget af skader, både globalt og for Danmarks vedkommende, men i beregningen er det centrale skøn, at disse problemer reducerer vores samlede formue med knap 6 pct. af BNP eller 100 mia. kr. årligt. De mulige skader for Danmark er værdisat betydeligt højere end de globale omkostninger ved Danmarks egne udledninger af drivhusgasser. Det skyldes, at Danmarks andel af de globale udledninger er mindre end vores andel af den samlede globale produktion, og at Danmark på linje med det meste af Vesteuropa kan blive ramt relativt hårdt af de mulige klimaeffekter, ikke mindst som følge af kystlinjernes sårbarhed.

Vigtigt, at Danmark arbejder for reducerede udledninger i udlandet

Beregningerne peger dermed på, at det er i Danmarks klare interesse at arbejde i internationale fora for en ambitiøs global klimapolitik. Det er imidlertid vigtigt at slå fast, at reduktioner i Danmarks egne udledninger er relativt irrelevante i denne sammenhæng, medmindre de sker som led i en internationalt forpligtende ordning. Virkningen på det globale klima af en given udledningsreduktion vil være den samme, uanset hvor den sker, og omkostningerne ved at reducere er lavere i mange andre lande end i Danmark. Man vil derfor kunne få størst gavnlig virkning for givne omkostninger ved at lave internationale ordninger, som sikrer, at der reduceres, hvor det er billigst.

Andre luftproblemer kostede 20 mia. kr. i 2010, men falder over tid

Ud over klimaproblemet trækker også mere regionale luftforureningsproblemer ned i den ægte opsparing. Sundhedsproblemerne som følge af nedfald af svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak i Danmark er opgjort til at koste omkring en pct. af BNP i 2010, svarende til 20 mia. kr. Denne omkostning har udgjort en faldende BNP-andel i

1990'erne, men har været relativt stabil i det seneste tiår. Der er dog flere lokale og regionale luftforureningsproblemer end de her nævnte, som ikke er medtaget i regnestykket. Blandt de vigtigste må her formodes at være udledningen af sundhedsfarlige partikler.

Udtømningen af ressourcerne i Nordsøen er mere end kompenseret af menneskeskabt kapital

Det tredje væsentlige negative element i opsparingen er udtømningen af ressourcerne i Nordsøen. I faste priser har den udgjort knap 2 pct. af BNP i gennemsnit over hele perioden. Dette er et langt lavere beløb end den stigning i såkaldt menneskeskabt kapital (nettoinvesteringerne i fysisk, finansiel, human- og videnskapital), der er sket. Den grundlæggende betingelse for, at udtømningen af en ikkefornybar ressource foregår på en bæredygtig måde, nemlig at nedgangen i naturkapitalen kompenseres med en tilsvarende stigning i mængden af menneskeskabt kapital (også kendt som Hartwicks regel), synes dermed at være opfyldt.

Værdien af tilbageværende Nordsøreserver større end nogen sinde

For gas og olies vedkommende er markedsprisen steget kraftigt i forhold til andre kapitalgoder i løbet af perioden. Faktisk er priserne steget så kraftigt, at værdien af de skønnede tilbageværende ressourcer, som kan hentes op, udgør en større andel af BNP i dag end på noget tidligere tidspunkt, selvom den fysiske mængde af reserven er faldet hvert år i hele perioden. I 2010 beregnes nutidsværdien af den fremtidige ressourcerente (dvs. værdien af ressourcerne fratrukket udvindingsomkostningerne) fra Nordsøen at svare til ca. 50 pct. af BNP eller 850 mia. kr. Med olieprisstigninger på over 30 pct. i 2011 er værdien steget yderligere siden da.

Opsamling og usikkerhed

Samlet set har analysen peget på, at opsparingen i de menneskeskabte kapitalgoder mere end opvejer sliddet på miljø og natur i perioden. Først og fremmest humankapitalen er vigtig her, men også opsparing i videnskapital, maskiner og bygninger og finansielle tilgodehavender i udlandet spiller en rolle. Hvad udviklingen i miljø- og naturgoder angår, har klimaproblemet langt den største kvantificerede virkning på den ægte formueudvikling, men også andre former for luftforurening og udviklingen i Nordsøen spiller en mærkbar rolle. Derimod spiller udviklingen i skovbestanden, forureningen af grundvandet og havfiskeriet ikke nogen

væsentlig rolle for det overordnede resultat. Det er til gengæld muligt, at nogle af de udeladte faktorer som biodiversitet og udviklingen i sundhedskapitalen kan spille en meget væsentlig rolle i det samlede billede.

Fremtidige analyser af ægte opsparing en relevant indikator for bæredygtighed

Analyser af den ægte opsparings størrelse er et af de redskaber, der giver mulighed for at lave økonomiske beregninger af, om vores forbrugsmuligheder i bred forstand (inklusive forbruget af miljøgoder og meget andet) ikke er faldende, sådan at udviklingen er bæredygtig. Der er mange usikkerheder forbundet med opgørelsen heraf, og der er stadig behov for løbende at videreudvikle og forfine metoderne. Allerede i dag virker beregningerne dog som et relevant bidrag, der kan indgå blandt de indikatorer, der overvåger udviklingen for bæredygtigheden i Danmark. I Norge er der således udarbejdet et officielt indikatorsæt for bæredygtig udvikling, og der udarbejdes jævnligt analyser af udviklingen i nationalformuen, der bl.a. også inddrager udviklingen i fornybare og ikke-fornybare naturressourcer samt humankapital.

Skat i Nordsøen

Hensigtsmæssig beskatning i Nordsøen vigtig

Regeringen har netop iværksat et serviceeftersyn af skatteforholdene i Nordsøen. Da der er tale om overordentligt store værdier, er det også et vigtigt samfundsøkonomisk spørgsmål, om beskatningen er indrettet hensigtsmæssigt, jf. afsnit III.4. Overordnet bør beskatningen være indrettet sådan, at den fordeler gevinsten rimeligt mellem staten og de private selskaber, der står for selve eftersøgningen og udvindingen af ressourcerne. Samtidig bør den ikke påvirke tilskyndelsen til eftersøgning og udvinding i en uheldig retning.

Naturligt udgangspunkt: Normalforrentning til selskaberne, ressourcerente til staten

Det er den danske stat, og dermed hele den danske befolkning, der har selve ejendomsretten til værdierne i undergrunden, mens de private selskaber har til opgave at lokalisere ressourcerne og hente dem op til videresalg. Et naturligt udgangspunkt for en fordeling er derfor, at den del af ressourcens værdi, der er tilbage, når udvindingsselskaberne har fået en rimelig forrentning af deres investeringer, bør tilfalde staten. Dette princip er det samme som, at den

egentlige ressourcerente som udgangspunkt bør tilfalde staten. Man kan sammenligne forholdet med andre områder, hvor statslige institutioner køber tjenesteydelser fra private. Staten har her også en forpligtelse til at sikre, at den ikke betaler unødigt mange penge for de givne ydelser.

Neutral beskatning af Nordsøen blev anbefalet af udvalg

Det er i princippet muligt at indrette beskatningen af indtægterne fra Nordsøen på en måde, så den ikke forvrider tilskyndelsen til at udvinde ressourcerne på en hensigtsmæssig måde. Metoden er, at man målrettet forsøger at opgøre og beskatte selve ressourcerenten. Selv en meget høj skattesats på ressourcerenten vil nemlig ikke afskrække fornuftige investeringer, forudsat at selskaberne kan fratrække alle relevante omkostninger for deres drift og investeringer, herunder en normalforrentning af deres investerede kapital, inden skattegrundlaget beregnes, og at over- og underskud behandles symmetrisk. Kulbrinteskatteudvalget, som i 2001 analyserede skatteforholdene i Nordsøen, anbefalede netop indførelsen af en sådan neutral skat på ressourcerenten i Nordsøen.

Eksisterende skatteregler følger ikke anbefalinger om neutral skat

Den nuværende Nordsø-beskatning afviger fra principperne for neutral beskatning. Der er således ikke noget fradrag for forrentningen af den investerede egenkapital i grundlaget for kulbrinteskatten. Til gengæld er der et fradrag på 30 pct. for nyinvesteringer. Samtidig kan underskud ikke fremføres. Disse afvigelser vil skævvride incitamenterne til investeringer. Hvis det manglende fradrag for forrentningen af egenkapitalen i praksis modsvares af det ekstraordinære investeringsfradrag, kan kulbrinteskatten dog ses som en tillempet skat på ressourcerenten. Hvorvidt de to afvigelser fra den neutrale beskatning ophæver hinanden, afhænger af en række forhold, og det er derfor svært at afgøre, hvor tæt kulbrinteskatten kommer på en (neutral) skat på ressourcerenten. Det er dermed også svært at sige, hvilken betydning afvigelserne har for investeringerne i Nordsøen.

Nordsøerhvervet har meget højt afkast efter skat

Beregninger i rapporten peger på, at Nordsøerhvervet har tjent et afkast før skat på ca. 60 pct. af den investerede kapital årligt i perioden 2004-10. Baseret på De Økonomiske Råds seneste makroøkonomiske fremskrivning forventes dette tal at stige til knap 70 pct. frem mod 2020. Forrentningen efter skat har været ca. 24 pct. i gennemsnit i 2004-10 og forventes ifølge prognosen også at stige fremover. Det er ca. tre gange så stort som afkastet

før skat i industrierhvervene og i ikke-finansielle selskaber generelt. Den meget store indtjening i Nordsøerhvervet afspejler, at erhvervet på trods af særbeskatningen beholder en væsentlig andel af ressourcerenten i tilgift til den gennemsnitlige forrentning, som indtjenes i andre erhverv.

Spillerum for højere skat på ressourcerenten

Der lader dermed til at være et betydeligt spillerum for højere beskatning, hvis man ønsker, at staten skal beholde en større andel af ressourcerenten, uden at skatten bliver urealistisk høj. Kulbrinteskatteudvalget regnede således i sin tid med en effektiv skat på ressourcerenten på 84 pct. I Norge får staten i gennemsnit under visse beregningsmæssige analyser ca. 85 pct. af ressourcerenten i felterne. Under de samme beregningsmæssige forudsætninger vil staten i Danmark fremadrettet blot oppebære ca. 71 pct. af ressourcerenten i de danske udvindingsprojekter. Den statslige andel er således langt lavere end i Norge.

Problematisk kompensationsaftale

I forbindelse med overvejelserne om et mere hensigtsmæssigt skattesystem i Nordsøen spiller den såkaldte kompensationsklausul i aftalen mellem regeringen og A. P. Møller-Mærsk en væsentlig rolle. Ifølge aftalen får selskaberne i Dansk Undergrunds Consortium (DUC) ret til kompensation, hvis der inden aftaleudløbet i 2042 indføres nye skatteregler, der specifikt rammer producenter af kulbrinter i den danske del af Nordsøen. Aftalen er problematisk, idet den besværliggør fremtidige justeringer i skatteforholdene, når ændrede forudsætninger i øvrigt måtte gøre det naturligt. Forhold som oliepriser, udvindingsteknologi og generelle samfundsmæssige ændringer kan selvsagt ændre sig meget over længere tidsrum. Det er dermed naturligt, at regering og Folketing med mellemrum har mulighed for at ændre på skatteforholdene, hvis det i øvrigt findes samfundsmæssigt hensigtsmæssigt. Man har da heller ikke tilsvarende kompensationsaftaler i andre Nordsølande.

Kompensationsretten gælder dog ikke ubegrænset

Kompensationsretten gælder dog ikke ubegrænset. Der er således i aftalen en øvre grænse for, hvor stor en kompensation de pågældende selskaber kan få i tilfælde af en senere specifik skatteændring for Nordsøproduktionen. Ligeledes gælder kompensationsbestemmelsen ikke i tilfælde af ændrede beskatningsregler, der omfatter en større del af dansk erhvervsliv. Eksempelvis må en indførelse af en generelt højere skattesats for overnormalt kapitalafkast kombineret med et egenkapitalfradrag

formodes ikke at aktivere kompensationsbestemmelsen, selvom udnyttelsen af energireserverne i Nordsøen netop er det klareste eksempel herhjemme på eksistensen af en overnormal profit.

Skatteforholdene bør ændres

Samlet set er der meget, der taler for, at skatteforholdene i Nordsøen bør ændres for at give en mere rimelig fordeling af de ekstraordinære indtjeningsmuligheder, som udnyttelsen af samfundets naturressourcer giver. Der bør således tilfalde staten en større andel af ressourcerenten, end det er tilfældet med de gældende skatteregler. Samtidig bør det overvejes, om ordningen kan justeres i retning af at give en mindre forvridende beskatning af aktiviteterne i Nordsøen. Kompensationsklausulen kan dog tænkes at lægge hindringer i vejen for en sådan ændring i skattesystemet. Der bør derfor ske en grundig afklaring af de juridiske muligheder for enten at ændre beskatningen inden for den eksisterende aftales rammer eller iværksætte en genforhandling, der fører til de nævnte forbedringer.

Fiskeriets ressourcerente kan også beskattes

Selvom forekomsterne af gas og olie i Nordsøen er langt den vigtigste kommercielt udnyttede ikke-fornybare ressource herhjemme, er der også andre naturressourcer, der indtjener en ressourcerente. Det gælder eksempelvis fiskeriet, hvor den samlede handelsværdi af de uddelte fiskekvoter er et udtryk for ressourcerenten. Disse fiskekvoter er blevet uddelt gratis fra statens side. En bortauktionering af kvoterne eller en afgift på de eksisterende kvoter vil imidlertid kunne give staten en indtægt, som i modsætning til de fleste andre afgifter ikke vil medføre forvridninger. Hvis man mener, at den overnormale profit i form af ressourcerenten fra havfiskeriet også bør tilfalde hele samfundet i stedet for de enkeltpersoner, der oprindelig fik tildelt kvoterne eller siden har købt dem, bør staten inddrage ressourcerenten herfra.

Litteratur

Abildgren, K. (2005): Interest-rate development in Denmark 1875-2003 – A Survey. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 143, s. 153-167.

Andersen, P., J. L. Andersen og H. Frost (2010): ITQs in Denmark and Resource Rent Gains. *Marine Resource Economics*, 25, pp. 11-22.

Arrow, K. J., P. Dasgupta, L. H. Goulder, K. J. Mumford og K. Oleson (2010): Sustainability and the Measurement of Wealth. NBER WP No. 16599.

Asplund, R., E. Barth, C. Le Grand, A. Mastekaasa, og N. Westergård-Nielsen (1996): Wage Distribution Across Individuals. I Wadensjö, E. (ed.): *The Nordic Labour Market in the 1990´s.* North-Holland, Amsterdam.

Bjørner, T. B. og J. Mackenhauer (2011): Spillover-effekter af danske virksomheders energiforskning og øvrige forskning. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 149, s. 1-24.

Brandt, J., J. D. Siber, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas og L. M. Frohn (2011): Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health.

Brunvoll, F. og K. E. Kolshus (red.) (2011): Indikatorer for bærekraftig utvikling 2011. Statistiske analyser 123, Statistisk Sentralbyrå, Oslo.

Centre For Bhutan Studies (2010): Gross National Hapiness. www.grossnationalhappiness.com.

Christensen, J. J. og N. Westergård-Nielsen (2001): Afkast til human kapital i Danmark, 1981-1995. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 139, s. 117-130.

Christian, M. S. (2011): Human Capital Accounting in the United States: Context, Measurement, and Application. Bureau of Economic Analysis WP 0049.

Coe, D. T. og E. Helpman (1995): International R&D Spillovers. *European Economic Review*, 39, pp. 859-887.

Danmarks Statistik (2010): Miljøøkonomisk regnskab for Danmark 2008. *Statistiske Efterretninger, Miljø og Energi*, 2010:1. København.

Dasgupta, P. (2008): Social Capital. The New Palgrave Dictionary of Economics, Second Edition.

De Økonomiske Råd (2008): *Dansk Økonomi, efterår 2008*. København.

De Økonomiske Råd (2011a): *Dansk Økonomi, efterår 2011*. København.

De Økonomiske Råd (2011b): *Økonomi og Miljø 2011*. København.

Det Økonomiske Råd (1998): *Dansk Økonomi, efterår 1998*. København.

Det Økonomiske Råd (1999): *Dansk Økonomi, efterår 1999*. København.

Det Økonomiske Råd (2001a): *Dansk Økonomi, forår 2001*. København.

Det Økonomiske Råd (2001b): *Dansk Økonomi, efterår 2001*. København.

Det Økonomiske Råd (2003): *Dansk Økonomi, efterår 2003*. København.

Det Økonomiske Råd (2004): *Dansk Økonomi, efterår 2004*. København.

Dubgaard, A. (1998): Economic Valuation of Recreational Benefits from Danish Forests. *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation.* CAB International, Wallingford, UK. pp. 53-64.

Dubgaard, A., M. F. Kallesøe, M. L. Petersen og J. Ladenburg (2003): Cost-Benefit Analyse af Skjern-Å-Projektet. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Frederiksberg.

Energistyrelsen (2011): *Danmarks olie- og gasproduktion og udnyttelse af undergrunden 2010*. København.

Eurostat (2003): Subsoil asset accounts for oil and gas – Guidelines for the set of standard tables. Luxemburg.

Finansministeriet (1999): *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske projektvurderinger*. København.

Fødevareøkonomisk Institut (2011): *Fiskeriets Økonomi 2011*. København.

Hall, B. H. og J. Mairesse, P. Mohnen (2010): Measuring the Returns to R&D. UNU-MERIT Working Paper Series 006, United Nations University.

Hasler B., T. Lundhede, L. Martinsen, S. Neye og J. Schou (2005): Værdsættelse af beskyttelse og rensning af grundvand. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1030 2005.

Henriksen, H. J. og A. Sonnenborg (2003): Ferskvandets Kredsløb. GEUS.

Jensen, C. L., C. J. Nissen, S. B. Olsen og M. Boesen (2010): Analyse af tyske lystfiskerturisters valg af ferieland – med fokus på Danmark. FOI – Working paper nr. 1/2010.

Johannsen, V. K., T. Nord-Larsen, T. Riis-Nielsen, A. Bastrup-Birk, L. Vesterdal og I. S. Møller (2010): Revised: Acquiring and updating Danish forest date for use in UNFCCC. Forest & Landscape Working Papers 54/2010.

Mota, P. M., T Domingos og V. Martins (2010): Analysis of genuine saving and potential green net national income: Portugal, 1990-2005. *Ecological Economics*, 69, pp. 1934-1942.

Nadiri, M. I. og S. Kim (1996): International R&D Spill-overs, Trade and Productivity in Major OECD Countries. NBER WP No. 5801.

Nordhaus, W. D. og J. Boyer (2002): *Warming the World: Economic Models of Global Warming*. MIT Press, Cambridge, USA.

Nord-Larsen, T., A. Bastrup-Birk, I. M. Thomsen, B. B. Jørgensen og V. K. Johannsen (2010): *Skove og Plantager 2009*. Skov & Landskab, Hørsholm.

Nygaard, B., R. Ejrnæs, A. Juel og R. Heidemann (2011): Ændringer i arealet af beskyttede naturtyper 1995-2008 – en stikprøveundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 816. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

O'Mahony, M. (2011): Human Capital Formation and Continuous Training: Evidence for EU Countries. Kommer i *Review of Income and Wealth*.

Olesen, J. E., B. H. Jacobsen, K. Thorup-Kristensen, N. Andersson, P. Kudsk, L. N. Jørgensen, L. M. Hansen, B. L. Nielsen og B. Boelt (2006): Tilpasning til klimaændringer i landbrug og havebrug. Rapport, Danmarks JordbrugsForskning.

Olje- og Energidepartement (2010): *Fakta 2010.*

Olje- og Energidepartementet (2011): En næring for fremtida – om petroleumsvirksomheten. Melding til Stortinget nr. 28, 2010-11.

Psacharopoulos, G. og H. A. Patrinos (2002): Returns to investment in education: A further update. World Bank Policy Research Working Paper 2881.

Skatteministeriet (2001): Rapport fra Kulbrinteskatte-udvalget. København.

Stiglitz, J., A. Sen og J. Fitoussi (2009): Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/.

Tol, R. (2011a): The Social Cost of Carbon. *Annual Review of Resource Economics,* 3, pp. 21.1-21.25.
Tol, R. (2011b): Replication data for: The Social Cost of Carbon, http://hdl.handle.net/1902.1/16336 V1. Datasæt.

Trafikministeriet (2003): Partikelredegørelse. Rapport. København.

Transportministeriet (2010): Værdisætning af transportens eksterne omkostninger. Rapport. København.

Verdensbanken (2002): Manual for Calculating Adjusted Net Savings. World Bank.

Willumsen, E., N. B. Kristensen, S. S. Jensen, R. Berkowicz og S. Brandt (2005): Valuation of External Costs of Air Pollution. The Danish Environmental Research Programme 2000-2003. Rapport. COWI.

World Commission on Enviroment and Development (1987): *Our Common Future*. Oxford University Press.

English Summary

The present report from the Chairmen of the Danish Council of Environmental Economics contains the three chapters:

- Danish environmental policy 2000-2010, chapter I
- Biodiversity, chapter II
- Genuine Saving, chapter III

Chapter I: Danish Environmental Policy 2000–2010

International regulation plays an increasingly important role in Danish environmental policy. In the years 2000–10 the sixth EU Environmental Action Programme has set the agenda for the Danish efforts in the environmental area. Although the targets are often set through international conventions or EU directives, decisions regarding the means to achieve the targets are ordinarily a national concern. In this chapter the targets in Danish environmental policy during the past decade are presented and the progress towards achieving these targets is evaluated. Furthermore, some economic principals for setting environmental policy targets are discussed in the context of existing Danish policies. Finally, the chapter addresses the future environmental policy following the change in government in the autumn of 2011.

Environmental targets and progress

In the course of the past decade, several improvements have been made in the state of the Danish environment. Air pollution has been reduced, and several of the emission targets due in 2010 were met. However, there are difficulties meeting the targets concerning nitrogen oxides (NO_x) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). The Kyoto target for greenhouse gas emissions in the period 2008–12 will be reached through the purchase of credits abroad.

Performance has been lacking in the areas concerning nature and biodiversity, and water. The target to stop the decline in biodiversity by 2010 was not reached and has been postponed to 2020. The targets in the third Danish Water Action Plan (VMP III) were not reached, and the current state of Danish water bodies is still far from meeting the target of good ecological condition in all water bodies by 2015 as set out in the EU Water Framework Directive. Furthermore, there are still problems concerning overfishing of some species in Danish and other European waters. Regarding the use of pesticides in agriculture no progress has been made towards reaching the target relating to the treatment frequency. Finally, the extraction of groundwater for drinking is not sustainable in some regions.

In the Environmental Performance Index, published by Yale University, Denmark ranks in the top 20th percentile among 163 countries in 2010. Compared to similar countries within the EU, Denmark does, however, not stand out in positive terms in terms of environmental performance according to the index.

Principles for good environmental policy

Environmental policy takes as its point of departure a set of targets describing the desired state of the environment. A set of specific economic principles guiding the setting of environmental targets while taking account of costs, benefits and uncertainties can be laid out. It is important that the targets:

- are directed at the market failure which must be corrected
- balance the benefits and costs of achieving the target
- take interactions with other policies and sources of pollution into account
- handle uncertainty in a sensible way
- are explicit, measurable and have a clear deadline
- are set at the appropriate geographical level
- provide the greatest possible flexibility in the choice of means to achieve the target

Some current targets in Danish environmental policy fail to adhere to these principles. It is advisable to reconsider some of the national targets such as the targets of doubling the area of forests, doubling the share of organically cultivated land in total cultivated land, reducing gross energy consumption, and reducing the frequency of pesticide treatments. Furthermore, the proposed Danish expansion of renewable energy in the electricity sector from the recent "Our Future Energy" policy initiative by the Danish government is not desirable. Thus, several of the existing Danish environmental targets can be better targeted. An increased use of cost-benefit analyses might improve the basis for decision making when targets are set and ensure that they are achieved at minimum cost. On the international level the European Emission Trading Scheme (ETS) is well suited to manage the target of reducing CO_2 emissions. However, the division between an ETS and a non-ETS sector is a challenge which results in a less cost efficient regulation.

If there is uncertainty about what it takes to achieve a given state of the environment, it can be sensible to implement an environmental policy subject to revision as more knowledge is gathered. In addition, if there is a risk that the state of the environment will deteriorate irreversibly or that re-establishment later on will be more expensive than making the effort earlier on, it is reasonably to apply a precautionary principle. The precautionary principle is generally applied in the Danish environmental policy, but the national plans to meet the EU Water Framework Directive deviates from this principle. Here, uncertainty about the need of effort has led to a cut in the requirements for nitrogen emissions. This cut in reduction requirements is not desirable, as it is plausible that restoring the quality of the aquatic environment will be difficult and take a long time.

For the sake of the credibility of the stated environmental targets, it is important that fixed deadlines and the means to achieve the targets are specified. The absence of deadlines and strategies to achieve the targets creates uncertainty about whether there is a political will to take the steps necessary to fulfil the target. This weakens the incentive of

firms to develop and apply appropriate environmental technology.

Environmental policy in the years ahead

In the autumn of 2011 there was a change of government, and the new S-R-SF coalition government has presented a government platform with the aim to facilitate a green transition of the economy. In November 2011, the government presented a proposal, "Our Future Energy", that will form the basis for a new energy agreement for the period 2012–20. Finally, the EU Commission presented a proposal for reform of the agricultural policy of the EU, which will be negotiated in the course of 2012.

Market based instruments are applied extensively in Danish environmental policy in the form of taxes and subsidies. However, environmental or "green" taxes typically do not only reflect the marginal damages incurred on the environment from a given activity. Several of the environmental taxes are motivated by the desire to raise revenue as well. High taxes have a negative impact on labour supply regardless of the taxed activity. This is because higher taxes reduce the purchasing power at a given wage in the same way that higher tax on labour income reduces the benefit of going to work. In principle, taxes with the purpose of financing government expenditures should be imposed on the broadest possible tax base, while a tax targeted at market failures which cause pollution, should as far as possible reflect the marginal cost of pollution. When a tax is intended to correct a market failure it should be imposed on all polluters across sectors.

It is difficult to predict which technologies will lead to high growth and competitiveness in the future. There seems to be no apparent reason why public authorities should be better suited to determine which technologies have the biggest future potential. Firms using or developing the technology must be expected to have more knowledge about its potential, and thus invest in the technologies with the best potential. It can not be taken for granted that Denmark will have comparative advantages in the area of green technologies in

the future. Even if this was the case there would be no reason for granting specific research or industry subsidies.

In recent years, there has been a tendency towards earmarking research funds for energy research and business opportunities in energy technologies. This tendency continues in the government platform from October 2011 and in the government's energy strategy "Our Future Energy". Previous analyses for the Danish Economic Councils show that energy research does not have a higher socioeconomic yield than other types of research lending no support to the earmarking of research funds in the presence of other regulation for the externality of climate change. Subsidies aimed at basic research are a better socioeconomic investment than research funds earmarked at specific areas or at commercialising selected technologies.

In the government platform, as well as in the proposed energy strategy, the Danish government focuses on the climate problem. However, increased subsidies to renewable energy in sectors already covered by the European Emission Trading System (ETS) will not reduce the global CO_2 emissions because the number of quotas is set by the EU, and quotas not used in Denmark will be used elsewhere in the EU. Furthermore, financing the expansion of renewable energy sources in Denmark with the PSO (Public Service Obligation) tax on electricity will make electricity less competitive in relation to oil and natural gas since part of the effect is higher electricity prices. This makes it less attractive to move individual fossil energy consumption towards electricity consumption, which is covered by the ETS where emission reductions are cost efficient. The relative price of electricity compared with other forms of energy is also affected by a PSO tax on gas and a new tax on security of supply. All in all an increase in quite a few energy related taxes seems to be under way in order to finance a costly expansion of renewable energy sources. This will not, however, reduce the total European or global CO_2 emissions.

A Danish solitary approach towards reductions in greenhouse gas emissions could be quite expensive and will not

contribute to reduce global warming. Currently, the ETS is the best and most cost efficient tool against global warming. Therefore Denmark should instead work towards strengthening the ETS by reducing the number of CO_2 emission quotas—also after 2020. As the number of quotas is reduced and the quota price therefore goes up then energy consumption will decrease and the share of renewable energy will rise. Thus it will not be beneficial to support separate efforts in the EU to increase energy efficiency and expand the renewable energy supply.

Environmental policy should not aim at increasing future competitiveness or increasing growth. Public subsidies to specific industries will result in a redistribution of resources in the economy to the benefit of the subsidised industries. However, these industries may not be competitive in the long run in the absence of support. A socially beneficial environmental policy should have the purpose of reducing environmental damage in a cost efficient way, e.g. by using clear and market based incentives. It should also take into consideration the uncertainty and irreversibility attached with some environmental problems. Environmental policy incentives should be carefully chosen so policies are effective and do not counteract each other. This will ensure the greatest possible supply of environmental benefits at the lowest possible cost.

Chapter II: Biodiversity

Denmark has adopted the target decided in Nagoya, Japan, in 2010, of halting the loss of biodiversity before 2020. The cost of halting the loss of biodiversity in Denmark is assessed in this chapter. Furthermore, it is assessed, which measures that are required to reach the target.

“Bio” means life and so “biodiversity” means the diversity in different life forms. Biodiversity is typically defined as the diversity in species, genes and ecosystems. The number of species is the most widely used measure of biodiversity, and this is therefore the measure focused on in this chapter.

There is, however, a close relation between the diversity in species, genes and ecosystems.

Biodiversity may have a large value for humans due to the relationship between biodiversity and ecosystem services. Examples of such ecosystem services are the stabilising functions such as conversion or uptake of pollutants, CO_2 storage and water retention in wetlands. Ecosystems with high biodiversity are generally more stable than ecosystems with low biodiversity. A high biodiversity can therefore be seen as a kind of "insurance" that secures the values of ecosystems from future threats. If we are close to a threshold value, where significant deteriorations of ecosystems occur, there can be serious losses of ecosystem services even at minor deterioration of biodiversity. The possible consequences are uncertain, but can potentially be severe. Furthermore, biodiversity has a role as a "library" of the nature, i.e. as a resource of knowledge and learning. Finally, protection of species is of value to many people either of ethical reasons or because a diverse nature contributes to recreational experiences.

The biodiversity is declining both globally and in Denmark. About one fifth of all the 32,000 known Danish species are likely to be threatened. The most serious threats are loss and deteriorations of habitats, which to a high degree can be traced back to forestry and agriculture.

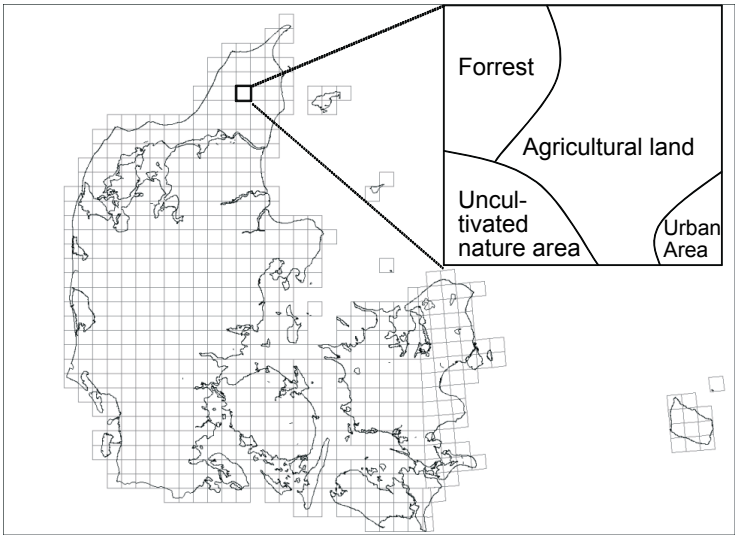
The chapter presents an analysis that measures the extent of those management measures that are necessary to halt the loss of biodiversity. The analysis is performed in cooperation with scientists at the Center for Macroecology, Evolution and Climate, University of Copenhagen.[1]

The analysis is based on detailed information about the geographical distribution of about 900 terrestrial species corresponding to 3 per cent of the 32,000 Danish species. They are judged to be representative for the terrestrial species. For each of the 900 species it is known in which of the 633 squares of 10×10 km^2 that Denmark are divided

1) Carsten Rahbek, Anders Højgård Petersen and Niels Strange.

into, they are living. It is also known whether they are living in forests, uncultivated nature areas (meadows, heath and grassland), agricultural land or urban areas in each of these squares and the area of each of these land uses is known for each square as illustrated in figure A.

Figure A *633 squares of 10 × 10 km^2 further divided into land use*



Note: Illustrative example of a square.

The purpose of the analysis is to identify a network of areas where establishment of good living conditions will secure the protection of all 900 species. Specialists have assessed whether certain types of management measures would improve living conditions for each of the nearly 200 threatened species in the dataset. Social costs of these measures are calculated per hectare and are depending on which regions of Denmark they will be carried out in.

All this data is input to the cost-effectiveness analysis of how the target of protecting all 900 species can be achieved at the least costs.

The analysis indicates that management measures are required on 126,000 hectares of existing nature to secure the protection of all analysed species.

Although many other species living in the same habitats will be covered by the management measures, not all 32,000 species will be covered. Thus the result of the analysis is a lower bound estimation of the extent of necessary management measures required to protect the habitats of all species.

The analysis identifies a network of areas and finds that the social costs of protecting the habitats of all included species will be about DKK 0.8 billion per year. Some of the management measures are already carried out which indicates that the extra costs of the required management measures can be less than indicated here. On the other hand, far from all species are included in the analysis, and the costs of protecting all species are therefore likely to be higher. Altogether, it is assessed that the DKK 0.8 billion per year is a lower bound estimate of the socio-economic costs of protecting all Danish species. Main results from the analysis are presented in Table A.

In the analysis it is assessed that protection of forest habitats should be done by converting some of the deciduous forest to unmanaged forest, i.e. where there is no forestry. Furthermore, open areas should be established by clearing parts of the coniferous forest. According to the analysis the living conditions should be improved on 47,000 hectares of forest in total (9 per cent of the total area of forest in Denmark).

Table A Costs of and management measures for protection of Danish species

	Annual costs	**Area**	**Share of that type of nature in Denmark**
	DKK millions	1,000 ha.	---- Per cent ----
Unmanaged deciduous forest	104	39	21
Clearing of coniferous forest	12	8	2
Maintenance of existing uncultivated nature areas	174	79	20
Total, existing nature	290	126	
New uncultivated nature areas with maintenance (cessation of agriculture)	326	44	1 [b)]
Nitrogen buffer zones around uncultivated nature areas	228	202	7 [b)]
Total, other measures	554	246	
Total	**844** [a)]	**372**	

a) DKK 844 millions ~ EUR 115 millions

b) This is the share of agricultural land

Note: The analysis is based on information about 900 terrestrial species but will in reality cover far more species. Furthermore, other management measures to protect species in e.g. streams, lakes and coastal regions will be required. This is not included in the estimated socio-economic costs.

The analysis also shows that 79.000 hectares (20 per cent of existing uncultivated nature areas) needs management to protect species living there. Furthermore, the existing area of uncultivated nature areas should be expanded with about 44,000 hectares at expense of agricultural land (1 per cent) and the nutrient load should be reduced. In the analysis the nutrient load reduction is implemented by a 250 meters nitrogen buffer zone around the relevant uncultivated nature areas covering about 200,000 hectares (7 per cent of the agricultural land). In these buffer zones it will not be allowed to have livestock facilities, but other types of agricultural production are allowed including e.g. grazing. Even though the management measures are for agricultural land the target is to improve living conditions in specific habitats in the uncultivated nature areas.

It follows from the analysis that it is not necessary to focus the management measures on habitats in the agricultural land like hedges and small ponds. This is due to the fact that species living in the agricultural land are also living in the forest or uncultivated nature areas and to a large extent are protected by the measures carried out to protect species living only in forest or uncultivated land. Thus it is more worthwhile to protect the species living in the agricultural habitats by ensuring good living conditions in the forest or uncultivated nature areas. However, protection of agricultural habitats may still be of importance, as these can act as "stepping stones" between the important nature areas, so that species can migrate from habitat to habitat. Other motives not related to biodiversity could also justify protection of cultural landscapes.

The costs of the management measures in forest are significantly lower than in uncultivated nature areas. The costs of the measures in forest are only just below 15 per cent of the total costs of DKK 0.8 billion per year even though the measures in forest will protect more than half the species. It is therefore of great importance to include forests in a comprehensive plan of protecting the species in Denmark.

The benefits of protecting the biodiversity

To be able to compare costs and benefits of halting the loss of biodiversity a great number of national and international studies of benefits of biodiversity are reviewed. The studies show that the so-called existence values of protecting biodiversity can be higher than the direct use values. Existence values reflect the pleasure people feel by the mere existence of high species richness. Use values of biodiversity include e.g. value of pollination and value of diversity as an input factor in the production of new medicine.

Due to the large uncertainty about the value of biodiversity it is difficult to compare the benefits of protecting biodiversity with the costs of implementing the management measures arising from the described analysis. It is assessed that the existence value of protecting a greater number of species are of roughly the same magnitude as the costs result-

ing from the analysis, but overall the comparison of benefits and socio-economic costs do not provide a clear answer to whether or not the management measures are advantageous seen from a socio-economic perspective.

However, the non-valued benefits are probably of such a magnitude that there overall will be a positive value of management measures that prevent a further decline in biodiversity. Especially, the benefits of halting the loss of biodiversity can be very high, if it is near a threshold value where even minor changes in biodiversity will cause major deterioration of ecosystems.

There is considerable uncertainty about the future value of biodiversity and biodiversity loss can be irreversible. The combination of uncertainty and irreversibility dictates the use of a precautionary principle. This indicates even more that it is advantageous to carry out management measures that will halt the loss of biodiversity.

Changes needed in the future management

The analysis shows that there is a need of change in focus in the planned biodiversity management measures if the target of protecting biodiversity in Denmark should be reached cost effective. The present and planned measures have to a great extent been focused on uncultivated nature areas and agricultural land. However, the analysis showed that it is also important to carry out management measures in the forest as many species are only living in forest habitats. These measures can protect many species and even relatively cheap.

In this analysis a complementary principle is used to select a network of areas that cover all species at the least costs. Parts of the Danish measures have been focused on protecting individual species. This is not appropriate since the persecution of such sub-objectives easily can make it more expensive to protect all species.

The current biodiversity policy is focused on management measures in the Natura 2000 areas which predominantly are

in the uncultivated nature areas. Only one fifth of those forested areas that according to the analysis are of significant importance to the protection of all species are part of the Natura 2000 network. The corresponding number for uncultivated nature areas is three fifths. Thus the planned management measures in the Natura 2000 network will not be sufficient to reach the target of protecting all species. Management measures especially will be needed in a great part of forests outside the Natura 2000 network.

Part of the current Danish measures is to create new nature by afforestation and new wetlands. Compared with an objective of protecting terrestrial biodiversity this does not contribute significantly on a short term basis. From a biological perspective it is more important to protect species in their present habitats. However, this does not mean that due to other considerations, e.g. recreation, it may not be appropriate to create completely new nature areas.

Instruments

Some countries have started using flexible economic instruments in the policy of nature for instance to promote biodiversity. As an example, OECD has recently recommended the use of auctions where landowners can make their bids on how much they should be compensated for making a given biodiversity conservation action on their land.

An economic instrument like auction is primarily advantageous when it is possible to choose between many different areas to achieve a given target. The analysis based on the distribution of species in Denmark indicates, however, that there is little flexibility in the choice of areas. A great part of the areas need to be protected because these areas are the only habitats for some of the species. For these areas it is hardly beneficial to use an instrument like auctions with the purpose of reaching a target of protecting biodiversity in Denmark. In other areas and for other purposes like recreation, auctions might be a relevant instrument to use.

It is important that measures to conserve the biodiversity are focused and more or less permanent. General and short term subsidies for nature conservation activities will therefore not be preferable instruments. A general subsidy will not ensure that measures are carried out in the right areas. If the subsidy in addition is short term it will not support a long term target of preventing a decline in biodiversity.

Today there are only a few schemes in e.g. the Rural Development Programme, which supports more permanent changes in land use. The use of schemes with a long term aim should be expanded and directed to both forest and uncultivated nature areas.

Chapter III: Genuine Saving

The concept genuine saving expresses total national saving including use of natural resources and environmental degradation caused by economic activity. It illustrates a broader concept than the relatively narrow traditional presentations of national saving and national wealth that are presented in traditional national accounts. Traditional net national saving consists of changes in domestic physical capital and in net foreign wealth. These are by no means the only capital goods that affect our future consumption possibilities and consequently future welfare. Changes in nature are potentially very important. This is true for changes in the amount of clean air, usable drinking water, climate conditions, sustainable ecosystems, recreational services, etc. It is also true for the use of non-renewable natural resources like oil and gas and changes in renewable resources like the fish in our waters and the extent of our forests. Increases in human wealth in the shape of skills and technological progress are also important for future collective welfare as are the state of health conditions. Changes in all these elements should be incorporated in the calculation of genuine saving.

The genuine saving in Denmark in 1990–2009 is calculated to constitute on average 7.4 per cent of annual GDP, cf. Table B. Positive genuine saving implies that present generations contribute to an increase in total national wealth for

the benefit of future generations. It should be stressed, however, that there is very great uncertainty as to the precise amount of genuine saving. Not least the calculation of changes in climate capital is very uncertain. It is uncertain how greenhouse gas emissions affect the climate as well as how climate changes will affect human welfare. Some other types of capital are so difficult to calculate that they are excluded from the total result. This is true for e.g. health capital, which may potentially affect the genuine saving very much.

Table B Genuine Saving

	Annual average		
	1990-2009	**1990-1999**	**2000-2009**
	----------	Per cent of GDP	----------
Traditional (physical/financial)	5.4	4.5	6.3
Human	10.4	10.4	10.3
Knowledge	0.8	0.7	0.9
Nonrenewables (North Sea)	-1.8	-1.5	-2.2
Climate	-5.8	-5.9	-5.7
Other air pollution	-1.5	-1.9	-1.1
Ground water, forest and fish	0.0	0.0	0.0
Total	7.4	6.3	8.5

Note: Due to rounding, the figures do not necessarily add up to the corresponding total.
Source: Own calculations.

The decisive factor creating the positive genuine saving is increasing human capital, i.e. positive investments in education. The contribution from increases in human capital calculated from estimated costs make out more than 10 per cent of GDP. At the same time there is a considerable wear and tear of natural resources. The extraction of natural resources, climate damages, and other pollution have reduced genuine saving on average by around 9 per cent of annual GDP .

The traditional concept of change in national wealth in a narrow sense, net saving in physical and financial capital, has contributed with 5½ per cent of GDP annually on average during the period. Additionally, growth in the quantity of knowledge capital contributes with ¾ per cent of GDP annually.

When the 1990s are compared with the 2000s, it is seen that genuine saving has increased considerably. The largest contribution to the increase in saving is a positive change in financial saving (net acquisition of foreign wealth). Reduced air pollution also adds to the increase, but is counterbalanced by extraction of fossil fuels in the Danish part of the North Sea, which has also increased from one decade to the other.

Genuine saving, as calculated in this report, cannot be interpreted as the saving made by the Danish population themselves during the period. Changes in environmental conditions in Denmark are to a large extent due to emissions from other countries. Most of all, this is true for the climate problem, where global greenhouse gas emissions ultimately are decisive for consequences in Denmark. Danish greenhouse gas emissions constitute only about 0.2 per cent of total global emissions and consequently do not influence the extent to which Denmark will be affected by future climate changes.

The climate problem is the source of the largest single negative contribution to Danish genuine saving. The calculations consequently support the interpretation that it is in the interest of Denmark to work for an ambitious global climate policy. But it should also be pointed out that unilateral Danish emission reductions are practically insignificant in this context. The effect on the global climate of a given emission reduction will be the same no matter where the reduction takes place, and reduction costs are lower in many other countries than in Denmark. For given costs the most beneficial effects will be realized through international arrangements that reduce wherever it is least costly.

The indicator of genuine saving shows whether future consumption possibilities in a broad sense are decreasing or increasing, and consequently are an indication of the sustainability of the present situation. There are many uncertainties connected with its calculation, and there is a need for further development and refinement of the methods. However, already today the concept seems to be a relevant contribution to an indicator set that supervises sustainability in Denmark.

Taxation of resource extraction in the North Sea

The Danish government has recently announced an inspection of the system of taxation in the North Sea extraction sector. As the value of the resources being extracted in the North Sea is very large, and it is an important issue whether present taxation is suitable. The extraction of fossil fuels from the North Sea is linked with the earnings of a considerable rent exceeding the expected income earned via corresponding investments in other industries. This kind of rent is known as a resource rent.

The Danish state, and consequently the whole Danish population, has the property rights to the resources in the ground whereas private companies have been entrusted the task of localising the resources and extracting them for sale. Consequently, a natural starting principle for taxation of the extraction sector would be that the government should appropriate the value of the resource that is left over after the extracting companies have received a reasonable return to their investment. This is equivalent to saying that the actual resource rent should be allotted to the government. The situation can be compared to other areas where the government purchases services from private companies. Generally, in such cases the government has an obligation to ensure that it does not pay an unnecessarily high price for the given services.

Calculations in the report suggest that the extraction industry has earned a before-tax return of around 60 per cent of the invested capital annually during the years 2004–10, and that the after-tax return has been around 24 per cent. The

after-tax return is consequently around three times as high as the *before*-tax return in industry and non-financial companies generally. This reflects the fact that the extraction sector earns a considerable share of the resource rent on top of the average return earned in other industries, despite the present special hydrocarbon tax rules.

There seems to be a considerable scope for higher taxation before the effective tax rate becomes unrealistically high, should the government wish to appropriate a larger share of the resource rent. A hydrocarbon tax commission consisting of civil servants, which in 2001 analyzed the tax conditions in the North Sea extraction sector, suggested an effective tax rate on the resource rent of 84 per cent. In Norway the government on average under certain computational assumptions appropriates around 85 per cent of the resource rent in the Norwegian oil and gas fields. Under the same assumptions the Danish government will receive around 71 per cent of the resource rent in the Danish part of the North Sea. The government share in Denmark is thus much lower than in Norway.

In principle, it is possible to arrange the tax of the income from the extraction sector in such a way that it does not distort the incentives to extract the resources in an efficient manner. The way to do it is to specifically measure and tax the resource rent itself. Even a very high tax on the supernormal return of the resource rent will not deter rational investments, given that the companies can deduct all relevant expenses for their operations and investments, including a normal return to investment, before the tax base is determined, and given that profits and deficits are treated symmetrically. The aforementioned hydrocarbon tax commission specifically recommended the introduction of a neutral tax system on the extraction sector in the North Sea after similar lines.

The present taxation differs from the principles of a neutral tax. There are no allowances for returns to the invested equity capital. Conversely, there is an allowance of 30 per cent of the cost of new investment. Also, deficits that are forwarded do not earn interest. These deviations from a

neutral system will distort the investment incentives. If the missing allowance for company equity is counterbalanced by the extraordinary investment allowance, the hydrocarbon tax can be seen as an approximate tax on the resource rent. Whether the two deviations from the neutral tax principle counterbalance each other in practice, depends on a variety of different conditions, which makes it difficult to conclude how close the actual tax is to a neutral tax on the pure resource rent. Consequently, it is hard to say how important these deviations will turn out to be for future investments in the sector.

Altogether, a number of considerations speak in favour of a more reasonable division of the extraordinary earnings that are obtained through the extraction of the natural resources in the Danish part of the North Sea. The government should obtain a larger share of the resource rent than what ensues from the present tax rules. At the same time, it should be reconsidered whether the tax system could be reformed so as to result in a less distorting tax of the extraction activities. However, the legal conditions following from the particular compensation clause in the present agreement between the government and Dansk Undergrunds Consortium (DUC), the main private extraction company, may impede some reasonable changes. Therefore, there is a need for a thorough clarification of the legal possibilities for either changing the tax system within the setting of the present agreements or renegotiating the agreement so that the mentioned improvements can be realized.