

Styringsmidler i naturpolitikken

- miljøøkonomisk analyse

Udarbejdet af

JESPER S. SCHOU
Danmarks Miljøundersøgelser

BERIT HASLER
LARS GAARN HANSEN
Amternes og Kommunernes
Forskningsinstitut

Udredning for Wilhelmudvalget

31. juli 2001

Kolofon

Titel: Styringsmidler i naturpolitikken
- en miljøøkonomisk analyse

Forfatter: Jesper S. Schou, Danmarks
Miljøundersøgelser, Afd. f.
Systemanalyse; Berit Hasler og Lars
Gaarn Hansen, Amternes og
Kommunernes Forskningsinstitut

Udgivet af: Wilhjelmudvalget, november 2001

Sekretariat: Skov- og Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
DK-2100 København Ø
Tlf: 39 47 20 00
E-mail: sns@sns.dk
Internet: www.sns.dk

Redaktion: Handlingsplansekretariatet

Design: Page Leroy-Cruce

Oplag: 300 eks.

ISBN: 87-7279-363-5

Tryk: Skov- og Naturstyrelsens trykkeri

Papirkvalitet: Cyclus Office 90g

Pris: Gratis

Sideantal: 39

Publikationen kan læses på
Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside
eller fås i Miljøbutikken, Læderstræde 1-3,
1201 København K
Tlf: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
E-post: butik@mem.dk

Publikationen må citeres med kildeangivelse.

Kort om Wilhjelmudvalget

Wilhjelmudvalget blev nedsat af regeringen med den opgave at udarbejde et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Tidligere industriminister Nils Wilhjelm blev formand for udvalget.

I Wilhjelm-udvalget deltog 35 medlemmer som repræsentanter for jordbrugs- og fiskerierhvervene, natur- og friluftorganisationer, forskningsinstitutioner, berørte myndigheder mv.

Udvalgets arbejde er et bidrag til regeringens forberedelse til FNs Verdenstopmøde om Bæredygtig Udvikling i 2002. Udvalget afgav sin rapport til regeringen d. 23. august 2001. Rapporten findes på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside www.sns.dk.

Udvalget nedsatte 4 arbejdsgrupper for henholdsvis naturkvalitet og naturovervågning, havets natur, landbrug, økonomi og velfærd, som hver har udarbejdet en rapport. Endvidere blev der udarbejdet en række faglige udredninger af Danmarks Miljøundersøgelser, Forskningscenter for Skov og Landskab, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole m.fl., som har dannet grundlag for udvalgets arbejde. Dette materiale udtrykker således ikke nødvendigvis i alle henseender udvalgets opfattelse.

Wilhjelmudvalgets sekretariat

Udvalget blev sekretariatmæssigt betjent af Skov- og Naturstyrelsen, der nedsatte et særligt sekretariat til løsning af opgaven. I sekretariatet deltog: kontorchef Henrik Knuth-Winterfeldt, fuldmægtig Henrik Wichmann, biolog Tine Nielsen Skafte, agronom Jørn Jensen, hortonom Lone Bjørn, overassistent Ingelise Johansen.

Indholdsfortegnelse

Forord	4
Sammenfatning af udredningens konklusioner	5
1. Indledning	6
2. Principperne i den miljøøkonomiske analyse	7
2.1. Det økonomiske reguleringsproblem	7
2.2. Miljø- og naturregulering i praksis	8
3. Målsætninger, styringsmidler og ønskede effekter	10
4. Omkostningseffektiv regulering	12
4.1. Miljømæssig præcision og omkostningsminimering	12
4.2. Kriterier for valg af styringsmidler	16
5. Analyse af konkrete styringsmidler	20
5.1. Udgangspunkt for analysen	20
5.2. Regelbaserede styringsmidler	20
5.3. Fleksible styringsmidler	22
6. Samlet vurdering af styringsmidlerne	26
Referencer	31
Bilag	35
Boks 1. Det miljøøkonomiske reguleringsproblem	35
Boks 2. Hidtidige erfaringer med MVJ	36
Boks 3. Tilskud til naturforvaltning	37
Boks 4. Mål og effekter i den nye Landdistriktsordning	37
Boks 5. Auktionssystemer	38
Boks 6. Empiriske erfaringer med auktionssystemer	39

Forord

Nærværende udredning er udarbejdet for Wilhelmudvalget, som led i dettes arbejde med at forberede en handlingsplan for biologisk mangfoldighed. Formålet med udredningen er at give en analyse af omkostningseffektiviteten af forskellige styringsmidler, som kan tænkes anvendt i naturpolitikken. Arbejdet blev igangsat primo juni 2001 og afsluttet ultimo juli samme år, og er udført af Jesper S. Schou (DMU), Berit Hasler (AKF) og Lars Gaarn Hansen (AKF).

Sammenfatning af udredningens konklusioner

Formålet med denne udredning her været, at analysere omkostningseffektiviteten af forskellige styringsmidler i naturpolitikken. Som grundlag for analysen er naturgoderne, som er målet for den førte politik, inddelt i tre kategorier: 1) unikke naturgoder, som det vil være forbundet med en betydeligt velfædstab at miste og derfor ikke kan indgå i substitution med andre naturgoder, 2) karakteristiske naturgoder, der er forholdsvis udbredte og kan indgå i substitution med andre naturgoder, såfremt de naturgivne forudsætninger er til stede, og 3) generelle naturgoder der generelt kan indgå i substitution med andre naturgoder.

Som konklusion på vurderingen af styringsmidlerne kan det fastslås, at mere rigide styringsmidler (f.eks. fredning) vil være bedst egnet, hvis naturgodet er unikt og kræver en absolut beskyttelse. Omvendt vil et fleksibelt styringsmiddel (f.eks. auktioner eller tilskud) være velegnet i relation til karakteristiske og generelle naturgoder uden et absolut beskyttelsesbehov.

Der bør som udgangspunkt altid gøres overvejelser om mulighederne for at introducere fleksibilitet ved realiseringen af alle typer af naturmålsætninger - også de der relaterer sig til unikke naturgoder. Et eksempel er muligheden for at udlicitere driften inden for præcist definerede betingelser for derved at minimere omkostningerne ved bevarelse af et unikt naturgode.

Endelig skal vigtigheden af at indplacere forskellige naturgoder efter deres karakteristika understreges. Den fleksibilitet der må gives afkald på når et naturgode kategoriseres som unikt frem for karakteristisk eller generelt kan medføre en betydelig forøgelse af reguleringsomkostningerne, og nødvendigheden heraf må derfor afvejes i forhold til omkostningerne. Derfor er en tværfaglig afklaring af kriterierne for karakterisering af forskellige naturgoder afgørende i sammenhæng med prioritering af naturpolitikken.

1. Indledning

I forbindelse med Wilhelmudvalgets arbejde med at forberede en handlingsplan for biologisk mangfoldighed, har der været et ønske om en udredning vedrørende styringsmidler i naturpolitikken. Dette arbejde blev igangsat primo juni 2001 og afsluttet ultimo juli samme år. Den korte tidsfrist for arbejdet har kun givet mulighed for en generel miljøøkonomisk analyse af problemkomplekset, selv om det ville have været særdeles relevant også at inddrage en analyse af de hidtil anvendte styringsmidler (*ex post* analyse) samt en analyse af relevante alternativer (*ex ante* analyse).

Der er således alene tale om en kvalitativ analyse, som fokuserer på at introducere de centrale begrebet til forståelse af den økonomiske tankegang bag omkostningseffektiv regulering, ligesom der gives en komparativ analyse af udvalgte styringsmidler og deres omkostningseffektivitet i forhold til tilvejebringelse og/eller beskyttelse af forskellige naturgoder. Resultaterne af analysen har således generel karakter, men er så vidt muligt suppleret med eksempler, idet etablering/beskyttelse af halvkulturarealer i landbruget er brugt som gennemgående eksempel. Endvidere er analyserne suppleret med en række tekstbokse anbragt i bilaget.

Udredningen indledes med et kapitel, som sammenfatter principperne i den miljøøkonomiske analyse af styringsmidler. Dette omfatter beskrivelse af *first best* regulering, dvs. en regulering hvor alle eksternaliteter indgår i monetære størrelser i beslutningsgrundlaget, samt beskrivelse af *second best* regulering, som indebærer omkostningsminimering i forhold til på forhånd politisk fastlagte mål. I kapitel 3 beskrives årsags/virkningskæden, som den miljøøkonomiske analyse af natur- og miljøpolitiske styringsmidler tager udgangspunkt i, omfattende: målsætning; styringsmidler; handlinger; og effekter. Desuden gives en diskussion af aspekterne vedrørende verificerbare og observerbare årsags/virknings-sammenhænge i relation til valg af styringsmiddel.

I kapitel 4 redegøres for principperne i *omkostningseffektiv* regulering med særlig vægt på den afvejning mellem ønsket om miljømæssig præcision og omkostningsminimerende regulering, som implicit ligger i begrebet ”omkostningseffektiv”. Herefter følger en præsentation af kriterier for valg af omkostningseffektive styringsmidler.

I kapitel 5 foretages en analyse af konkrete styringsmidler og i kapitel 6 sammenfattes arbejdets konklusioner, idet det gennemgås hvilke styringsmidler, som på grundlag af den gennemførte analyse vurderes egnede i relation til opnåelse af målsætninger knyttet til forskellige typer naturgoder.

2. Principperne i den miljøøkonomiske analyse

2.1. Det økonomiske reguleringsproblem

Det helt overordnede udgangspunkt for den økonomiske analyse af miljø- og naturpolitiske styringsmidler er forudsætningen om, at politikken skal tilrettelægges således, at det velfærdsøkonomiske udbytte af samfundets aktiviteter bliver størst muligt under hensyntagen til at der kun er en begrænset mængde ressourcer til rådighed.

Sammenhængen mellem produktion samt miljø og natur beskrives i den miljøøkonomiske analyse således, at de enkelte sektorer aktiviteter fører til produktion af en række markedsomsatte goder, men samtidig giver anledning til en række eksternaliteter, dvs. et bidrag til den samfundsmæssige nytte, som ikke omsættes på et marked og derfor ikke er prissat. Da eksternaliteterne ikke er markedsomsatte, indgår de ikke i producenterens privatøkonomiske omkostningsfunktion. Derfor vil produktionen i den uregulerede økonomi føre til en velfærdsforringelse, idet det privatøkonomisk optimale produktionsomfang vil afvige fra det samfundsøkonomisk optimale (se også boks 1 i bilaget).

Et eksempel på en driftsform, som fører til eksternaliteter er drift af vedvarende græsmarker, herunder halvkulturarealer som overdrev og enge. Afgræsning af vedvarende græsmarker anses for at føre til en (fra et biologisk synspunkt) rig flora sammenlignet med intensive græsningssystemer samt omdrifts- og brakarealer. Dermed kan denne driftsform siges at være forbundet med en positiv eksternalitet i form af "floraproduktionen". Opgørelse af denne eksternalitet bør i en velfærdsøkonomisk sammenhæng inkluderes i det økonomiske resultat af driften sammen med det direkte økonomiske resultat af de markedsomsatte aktiviteter.

Størrelsen af den positive eksternalitet vil dog være afhængig af både naturgivne forhold ("naturpotentialet") samt den konkrete drift, herunder bl.a. græsningstryk, gødsning og tilskudsfodring. Samtidigt vil anvendelsen af arealet til græsning kunne føre til andre (mindre kvantificerbare) eksternaliteter i form af landslabseffekter, glæden ved at se dyr i landskabet, effekter på vandmiljøet, mv.

Antages det, at det valgte eksempel *netto* fører til positive eksternaliteter betyder det, at omfanget af denne driftsform vil være mindre end det samfundsøkonomisk optimale, såfremt omfanget af aktiviteten alene bestemmes af dens privatøkonomiske resultat. I regi af den økonomiske teori taler dette for, at der bør iværksættes offentlig regulering, som øger omfanget af aktiviteten (f.eks. arealet med ekstensiv græsning) og dermed omfanget af eksternaliteten. Modsat gør sig gældende for aktiviteter som netto fører til negative eksternaliteter. Målet for den offentlige regulering i form af forøgelse eller begrænsning af

eksternaliteten, skal indrettes således at de marginale gevinster er lig med de marginale omkostninger, jf. boks 1.

2.2. Miljø- og naturregulering i praksis

En afgørende forudsætning for at kunne gennemføre regulering i regi af *first best* situationen er, at de miljø- og naturmæssige eksternaliteter er opgjort i økonomiske enheder. Dette betyder, at miljø- og natureffekterne skal prissættes, således at det marginale bidrag til de eksterne omkostninger af hver enkelt aktivitet kan indgå i reguleringsgrundlaget ved en *cost-benefit* analyse. Fuld viden om alle relevante velfærdsøkonomiske priser må sædvanligvis betragtes som en abstrakt situation, idet priserne som regel kun er kendt for få eksternaliteter (se f.eks. Møller, 1996). Derfor har praktisk miljø- og naturpolitik hidtil taget udgangspunkt i politisk fastsatte målsætninger på grundlag af fysisk/biologisk viden, og i forlængelse heraf følger omkostningseffektivitets-analysen, som har til formål at afdække den omkostningseffektive strategi for opnåelse af et givet miljø- og naturpolitisk mål. Forskellen i den velfærdsøkonomiske analyse ved *first best* og *second best* tilgangen er illustreret i tabel 2.1.

Tabel 2.1. *Frist best* og *second best* analysen

	<i>First best</i> analyse	<i>Second best</i> analyse
Mål	Økonomisk optimalitet (efficiens)	Omkostningseffektivitet
Metode	<i>Cost-Benefit</i> analyse	Omkostningsminimering i forhold til et fastsat mål
Effekter på markedsomsatte goder	Indgår i monetære enheder	Indgår i monetære enheder
Effekter på ikke-markedsomsatte goder (eksternaliteter)	Indgår i monetære enheder	Effekt på målsætningen samt afledte effekter opgøres kvantitativt. Som minimum bør effekterne beskrives verbalt.

Omkostningseffektivitets-analysen er bl.a. beskrevet i Baumoll & Oates (1988) og er også blevet et af de grundlæggende OECD principper. Omkostningseffektivitets-tilgangen går under betegnelsen *second best* situationen i økonomisk litteratur, og refererer ligesom *first best* tilgangen til det grundlæggende velfærdsøkonomiske mål om at få mest muligt nytte ud af samfundets aktiviteter under hensyntagen til, at der kun er begrænsede ressourcer til rådighed. I den velfærdsøkonomiske omkostningseffektivitets-analyse har prissætning af eksternaliteter dog også en væsentlig rolle, idet effekterne på andre eksternaliteter, end den som er det primære mål for reguleringen, så vidt muligt skal indgå i analysen på lige fod med de markedsomsatte omkostninger og gevinster (Møller et al., 2000). Hvor dette ikke er muligt anbefales det, at de som minimum beskrives kvalitativt.

Medens omkostningseffektivitet bør opfattes som et teknisk eller upolitisk effektivitets kriterium er spørgsmålet om, *hvem* der skal bære omkostningerne ved reguleringen politisk. Der findes ingen stringent reference til økonomisk teori, som underbygger, hvorvidt *polluter-pays* eller *provider-gets* princippet skal anvendes i forskellige reguleringssituationer. For eksempel er det et politisk valg om udgangspunktet for reguleringen i vores eksempel skal være at en landmand har ret til at dyrke sin jorden, som han vil, og derfor skal kompenseres for de positive eksternaliteter der opstår ved at omlægge til vedvarende græs (*provider-gets* princippet), eller om samfundet har ret til at kræve denne omlægning uden compensation (*polluter-pays* princippet). Diskussionen er således nært tilknyttet spørgsmålet om ejendomsrettigheder.

3. Målsætninger, styringsmidler og ønskede effekter

I dette kapitel redegøres for den årsags/virkningskæde, som den miljøøkonomiske analyse af natur- og miljøpolitiske styringsmidler tager udgangspunkt i. Udgangspunktet er sammenhængen mellem målsætninger, styringsmidler, handlinger og effekter, idet alle disse komponenter i en sammenhæng er afgørende for om den iværksatte politikindsats bliver *omkostningseffektiv*.

I den miljøøkonomiske styringsmiddelanalyse opereres med tre centrale agenter:

- miljøet, eksempelvis et bestemt landskab karakteriseret ved en given drift og tilstand,
- den offentlige myndighed som formulerer og konkretiserer politiske målsætninger for miljøets tilstand, implementerer styringsmidler, kontrollerer styringsmål og iværksætter eventuelle sanktioner, samt
- aktøren, f.eks. en landmand, hvis handlinger påvirkes af styringsmidlet med det formål at opnå myndighedens politiske målsætninger for miljøets tilstand.

Selve reguleringssituationen omfatter en række begreber som: politiske målsætninger, styringsmål, styringsmidler, aktør handlinger, kontrol og aktørsanktioner, samt effekter. Sammenhængene mellem disse er skitseret i figur 3.1, idet de enkelte begreber og sammenhængen mellem disse omtales i de følgende afsnit.

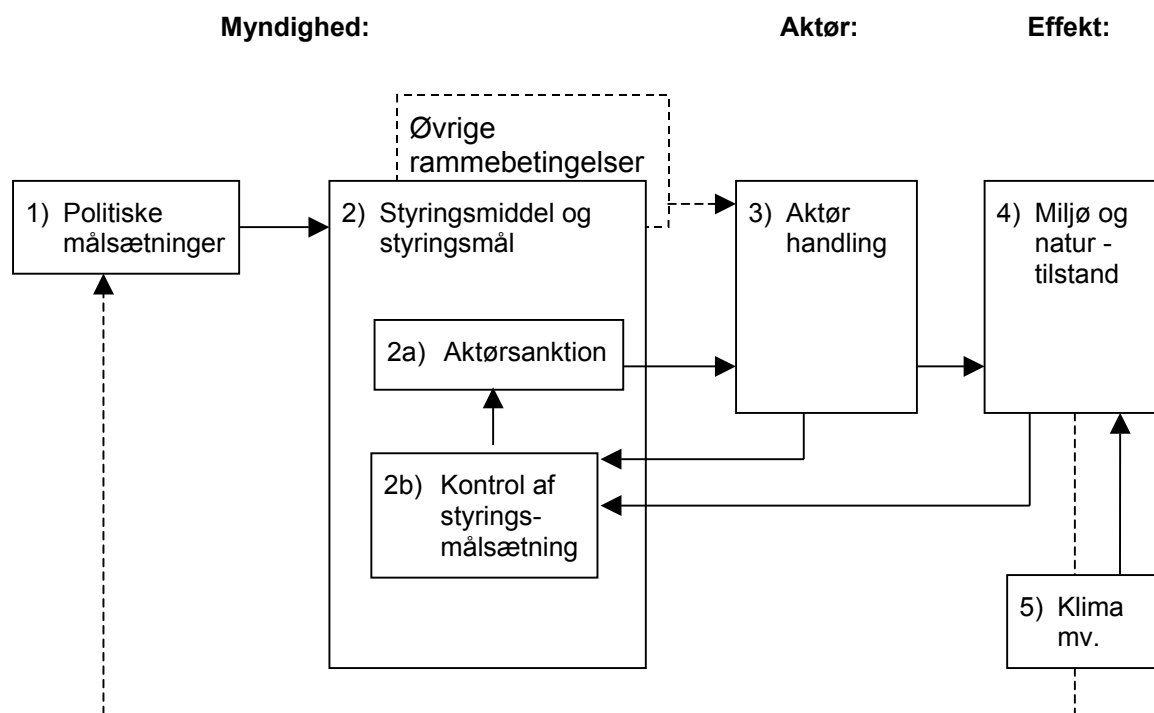
Målsætninger og styringsmål

I kasse 1 til venstre i figuren starter den offentlige myndighed med at formulere de overordnede politiske målsætninger for miljøtilstanden. De overordnede mål omsættes dernæst til konkrete (operationelle) mål, benævnt *styringsmål* i figurens kasse 2. De overordnede målsætninger repræsenterer (eller bør repræsentere) de naturgoder, som samfundet grundlæggende finder værdifulde, og som ønskes "produceret" med henblik på en nytteforøgelse for nuværende og fremtidige generationer, medens *styringsmål* er operationelle tilpasninger heraf. Et eksempel er en overordnet målsætning om at beskyttelse eksisterende overdrev, medens et operationelt styringsmål kunne være regler for driften af disse.

Styringsmidler

Kasse 2 omfatter det styringsmiddel, som myndigheden anvender for at realisere de overordnede, politiske målsætninger. Styringsmidlet omfatter, foruden et egentligt incitamentskabende element (f.eks. et tilskud), et operationelle styringsmål, en kontrolindsats samt muligheder for sanktioner overfor aktørerne. Styringsmål kan gælde i forhold til aktørens handlinger og/eller i forhold til naturtilstanden, medens sanktionen kan være en bøde, en afgift eller krav om tilbagebetaling af tilskud, der udløses såfremt aktøren ikke lever op til et nærmere specificeret styringsmål.

Figur 3.1. Årsags-virkningskæden i den miljøøkonomiske styringsmiddelanalyse



Et eksempel på et styringsmiddel i forhold til ovennævnte styringsmål kunne være et tilskud ved aftaler om omlægning af arealer til afgræsset vedvarende græsmark koblet med en sanktion i form af tilskudstilbagebetaling ved overtrædelse af aftalen (kasse 2a), samt et periodisk tilsyn (kasse 2b). Kombinationen af et verificerbart krav som udløser en sanktion, hvis det overskrides, kan motivere aktøren til at ændre handlinger (kasse 3).

Aktørens handlinger

Aktørens muligheder for valg af handlinger (kasse 3) som respons på det implementerede styringsmiddel og de konkrete styringsmålsætninger kan i nogle tilfælde være meget snævre. Dette vil være tilfældet ved absolutte styringsmidler, f.eks. ved fredning og §3 udpegninger. Andre styringsmidler kan levne mere fleksibilitet til aktøren, f.eks. ved indgåelse af aftaler og kontrakter mellem myndigheder og landmænd om græsning af halvkulturrealer eller tilskud til plantning af levende hegn. Flexibiliteten skyldes, at landmanden kan undlade at indgå aftalen, eller han kan indgå aftalen og derefter selv bestemmer om afgræsningen skal ske med køer, får eller lignende.

Effekter

Effekten på naturtilstanden (kasse 4), herunder produktionen af de naturgoder som de politiske målsætninger sigter mod, opstår som en kombination af aktørernes handlinger og

andre påvirkninger. De andre påvirkninger kan være kendte, som f.eks. jordtype, hydrologi og driftshistorie, eller stokastiske – dvs. forhold udenfor aktørernes og myndighedernes kontrol – som f.eks. klimavariationer (kasse 5).

Styringsmidler og sikkerhed for målopfyldelse

De naturgoder som er indarbejdet i målsætningen for den førte politik, kan karakteriseres ved om de er observerbare og verificerbare. Ved observerbar forstås, at *tilvejebringelsen* af godet kan observeres eller måles entydigt. Såfremt et mål både skal være observerbart og verificerbart kræves det tillige, at der blandt fagfolk ikke vil være nævneværdig uenighed om tilstandsvurderingen – dvs. at både *tilvejebringelsen* og *kvaliteten* af godet kan måles objektivt. Et eksempel på en verificerbar egenskab er tilstedeværelsen af plantearter, der kendetegner et bestemt type overdrev, idet der dog typisk vil være en stor tidsmæssig forskel mellem handlinger og effekter. Et andet eksempel på en verificerbar egenskab er at et landskab er lysåbent. Ofte er værdifulde egenskaber imidlertid blot det man kalder observerbare, dvs. at den enkelte fagmand, f.eks. den tilsynsførende myndighed, kan foretage en rimelig sikker og konsistent vurdering af om godet er forefindende eller under udvikling, selv om denne er subjektiv i den forstand at andre fagfolk kan nå til et andet resultat. Et eksempel herpå er et areals karakter; f.eks. et overdrev. Endelig kan nogle egenskaber endog være svære at observere med rimelig sikkerhed, f.eks. arealets næringsstatus/eutrofieringsgrad.

Øvrige rammebetingelser

Som figuren viser, fungerer de naturpolitiske styringsmidler ikke i et tomrum, men i et samspil med markedsbetingelser samt øvrig sektor-, miljø- og økonomisk politik. Det komplekse samspil mellem de naturpolitiske styringsmidler og de øvrige rammebetingelser medfører en usikkerhed vedrørende, hvilken tilpasning aktørerne foretager, specielt over tid. Derfor opstår ofte også en vis usikkerhed vedrørende opfyldelsen af målsætningerne, fordi ændringer i de øvrige rammebetingelser kan indtræffe uden hensyntagen til opfyldelsen af de specifikke naturmålsætninger.

Typisk opfattes betydningen af andre relevante politikker samt udviklingen på de internationale markeder som mere eller mindre eksogent givet, forstået således, at de ikke fuldt kan styres i regi af den iværksatte regulering. Derimod er der mulighed for delvis integration af de forskellige politikker, ved at der skabes sammenhæng mellem f.eks. miljø- og sektorpolitik, så et styringsmiddel indenfor f.eks. landbrugspolitikken indrettes således, at det ikke modvirker incitamenterne i naturpolitikken. Endvidere kan reguleringen gøres dynamisk for derved at opveje eventuelle negative effekter på politikens omkostningseffektivitet af ændringer i de markedsgivne forhold (se Hasler & Schou, 2000 for en nærmere diskussion heraf).

4. Omkostningseffektiv regulering

For at sikre omkostningseffektivitet i reguleringen bør styringsmål og styringsmidler vælges ud fra en række etablerede kriterier hentet fra faglitteraturen. Et ekstra hensyn – afvejningen mellem præcision i målspecifikationen (effektivitet) og omkostningsminimering - syntes dog i særlig grad relevant i forhold til naturpolitikken og behandles derfor mere indgående i næste afsnit. De øvrige kriterier behandles derefter mere kortfattet i afsnit 4.2.

4.1. Miljømæssig præcision og omkostningsminimering

Et første skridt mod *omkostningseffektivitet* er sikringen af den rigtige balance mellem ønsket om at opfylde den overordnede målsætning så præcist som muligt og ønsket om at minimere omkostningerne ved reguleringen (omkostningsminimering). Således vil en meget præcis målsætning, som eksempelvis er rettet mod at etablere en bestemt tilstand på en bestemt lokalitet være dyrere at opnå end en hvis der ikke var så præcise krav til lokalitet eller tilstand. Er det afgørende at netop denne lokalitet beskyttes eller kunne en rimelig tilfredsstillende af det overordnede mål opnås ved blot at sikre at en af flere mulige lokaliteter af denne type blev beskyttet? Eksemplet nedenfor illustrerer at målsætningernes detaljeringsgrad kan have stor betydning for reguleringsomkostningerne og at denne grundlæggende afvejning derfor kan være ganske vigtig.

Et eksempel

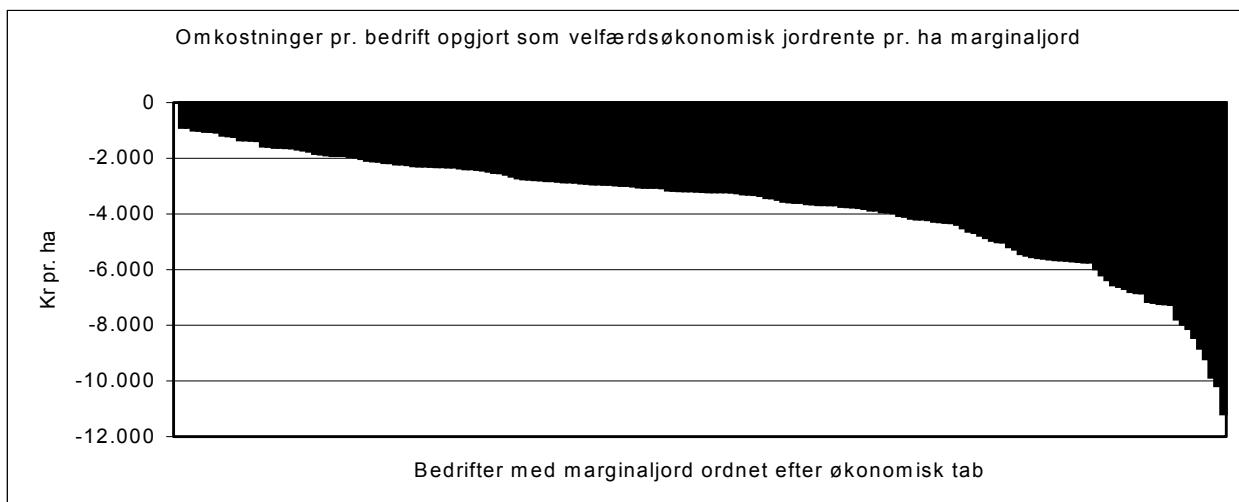
Mulighederne for omkostningsbesparelser i forbindelse med valg af målsætning og styringsmiddel er naturligvis afhængige af variationen i indtjening mellem forskellige agenter (i det følgende er landbruget brugt som eksempel). Dette kommer bl.a. til udtryk, hvor samme miljø- og naturmål kan opnås på to forskellige arealer til forskellige omkostninger, eller hvor driften af et areal kan udføres til forskellige omkostninger af forskellige landmænd. Undersøgelser fra bl.a. fra Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (SJFI, 2000) og Landbrugets Rådgivningscenter (LR, 2000) dokumenterer, at der er betydelige forskelle i de enkelte producenters udbytter og indtjening, hvilket understøtter relevansen af hensynet til omkostningsminimerende egenskaber ved valg af styringsmiddel. Af væsentlige faktorer for forskelle i indtjening - og dermed indtjeningstab ved regulering - kan nævnes: naturgivne forudsætninger (jordtype, klima), produktionens sammensætning (afgrødesammensætning, husdyrhold), stordriftsfordele, samt ikke mindst driftslederens evner. Disse faktorer vil i varierende grad være bestemmende for variationen i indtjening for stort set alle erhverv (aktører) af relevans for naturpolitikken.

I forskningsprojektet ARLAS er der foretaget en modelberegning af indtjeningen på samtlige landbrugsbedrifter i kommunerne Bjerringbro og Hvorslev til brug for

scenarieanalyser af forskellige ændringer i landbrugets arealanvendelse. Et af de analyserede scenarier omfatter marginalisering af driften på landbrugsjord, således at driften på alle lavbundsjorder, JB 1 og 2 jorder samt jorder med en hældning på mere end 6 procent ekstensiveres, omfattende i alt 4.400 ha ud af et samlet landbrugsareal i studieområdet på 31.900 ha (Schou & Abildtrup, 2001).

I figur 4.1 er omkostningerne ved ophør med landbrugsdrift på de potentielle marginaljordsarealer opgjort som velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha. Det skal bemærkes, at opgørelsen kun omfatter værdien af markedsomsatte goder. Ved analysen er det antaget, at der etableres ekstensiv ammekoproduktion på arealerne efter ekstensivering. De anførte omkostninger er således *nettoomkostninger* beregnet som forskellen i jordrenten ved ammekoproduktion og den hidtidige produktion (se box 9 i billaget).

Figur 4.1. Nettoomkostning opgjort i velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha marginaljord for alle berørte bedrifter.



Kilde: Schou & Abildtrup, 2001.

Det vægtede gennemsnitlige tab af velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha marginaljord pr. år er ca. 4.800 kr, men som det ses, er der en betydelig variation omkring dette gennemsnit. Således har 46 af bedrifterne en jordrente over gennemsnittet, medens de resterende 141 bedrifter ligger under. Femoghalvtreds bedrifter har en årlig velfærdsøkonomisk omkostning på under 2.500 kr pr. ha pr. marginaljord pr. år. Det skal bemærkes, at det velfærdsøkonomiske tab ikke er sammenligneligt med eksisterende støttesatser.

Den betydelige spredning i jordrenten illustrerer potentialet for omkostningebesparelser ved valg af mål og virkemidler i miljø- og naturpolitikken, som er afhængigt af ønsket om målrettet regulering. Til illustration af dette er gennemført to scenarieberegninger for bedrifterne i studieområdet med potentiel marginaljord, hvor det antages at 550 ha

marginaljord udtages af produktion. Ved begge scenarier udtages jorden på grundlag af en omkostningsminimerings-strategi – dvs. det er forudsat at det anvendte styringsmiddel fører til omkostningsminimering – men i scenarie 1 indgår alle potentielle marginaljordsarealer, medens kun bedrifter med marginaljordsarealer, som er større end 20 ha, indgår i scenarie 2. Resultaterne er vist i tabel 4.1.

Tabel 4.1. To strategier for marginalisering af landbrugsjord; Illustreret ved studieområdet i Bjerringbro/Hvorslev.

	Scenarie 1 550 ha marginaljord udvalgt blandt alle potentielle marginaljorder	Scenarie 2 550 ha marginaljord udvalgt blandt potentielle marginaljorder >20ha
Marginaljord i alt ¹⁾	547 ha	552 ha
Antal marginaljordsarealer	31	13
Gns. størrelse på marginaljordsarealer	17,6 ha	42,5 ha
Tabt velfærdsøkonomisk jordrente		
Årlige omkostninger		
I alt	825.000 kr/år	1.036.000 kr/år
Gns. pr. ha marginaljord	1.500 kr/ha/år	1.900 kr/ha/år
Nutidsværdi v. diskonteringsrente på 3%		
I alt	27,5 mio. kr	34,5 mio kr
Gns. pr. ha marginaljord	50.000 kr/ha	63.300 kr/ha

1) Forskellen i det samlede areal med marginaljord i de to scenarier skyldes, at bedrifterne antages at indgår i scenariet med hele deres potentielle marginaljordsareal.

Kilde: Egne beregninger.

Det ses, at de samlede omkostninger er ca. 25 procent højere i scenarie 2 end i scenarie 1. Dette skyldes, at målsætningen er mere restriktiv i scenarie 2, hvorfor det samlede potentielle marginaljordsareal – og dermed muligheden for fleksibilitet ved udvælgelse af arealerne - er mindre. Omvendt er marginaljordsarealet fordelt på mindre end halvt så mange lokaliteter i scenarie 2 sammenlignet med scenarie 1, og tilsvarende er det gennemsnitlige areal for de enkelte marginaljordslokaliteter ca. 2,5 gange større. Meromkostningen ved at fordoble størrelsen af de enkelte marginaljordslokaliteter er således ca. 25 procent eller 13.000 kr pr. ha opgjort som nutidsværdien af den tabte jordrente fra landbrugsproduktion ved en forrentning på 3 procent.

Ved analysen er der ikke taget eksplicit stilling til konkret anvendelse af styringsmiddel, idet det blot er antaget, at de 550 ha er udvalgt inden for det potentielle marginaljordsareal med henblik på at minimere jordrentetabet. For at følge den tidligere anvendte terminologi vedr. omkostningseffektivitet er det antaget, at der anvendes et omkostningsminimerende styringsmiddel (f.eks. auktion eller licitation) til opnåelse af en målsætning med forholdsvis

store frihedsgrader. Frihedsgraderne er dog mindre i scenarie 2 end i scenarie 1, hvilket også afspejler sig i en højere velfærdsøkonomisk omkostning i dette scenarie.

Eksemplet illustrerer, at det typisk er forbundet med en forøgelse af reguleringsomkostningerne, såfremt antallet af krav der knytter sig til de opstillede miljømål øges. Naturpolitikken har i sin praksis en 'bottom up'-tilgang, der ofte giver et mere konkret og detaljeret udgangspunkt for målsætningsfastlæggelsen. Derfor kan det - måske i særlig grad på dette område - være relevant at overveje om de naturmæssige benefits ved meget detaljerede målsætninger altid står mål med omkostningerne. I boks 7 er principperne for opgørelse af reguleringsomkostningerne præsenteret.

4.2 Kriterier for valg af styringsmidler

I tillæg til den grundlæggende afvejning af miljømæssig præcision og omkostninger kan der opstilles kriterier for vurdering af de anvendte styringsmidler. Med udgangspunkt i OECD's anbefalinger (OECD, 1999; Latacz-Lohmann, 2001 se også Hansen et al. (2001) for et eksempel på anvendelse i en dansk sammenhæng og f.eks. Baumol & Oates (1988) for en gennemgang af teorigrundlaget) kan der opstilles følgende fire kriterier for styringsmiddelvalget:

- Målretning, dvs. styringsmålet bør være så tæt på de overordnede målsætninger som muligt.
- Fleksibilitet, dvs. at aktørernes muligheder for valg af handlinger gøres så fleksible som muligt.
- Gennemskuelighed, dvs. at styringsmålenes effekter kan opgøres, evalueres og kontrolleres så klart og entydigt som muligt.
- Sikkerhed, dvs. at der er sikkerhed for at miljømålene opnås.

Disse kriterier kan som oftest ikke opfyldes fuldt og på samme tid, men må afvejes i den enkelte reguleringsituation. Dette uddybes i det følgende.

Målretning og fleksibilitet

Det er væsentligt for omkostningseffektiviteten at styringsmidler målrettes præcist mod de værdifulde naturgoder. Hermed øges chancen for effektiv målopfyldelse, idet aktørerne får signaler om præcist, hvilke ændringer eller tilstande som ønskes realiseret. Endvidere er det vigtigt at aktøren gives så stor fleksibilitet mht. hvilke handlinger der anvendes til at nå målet for derved at give ham mulighed for at minimere sine omkostninger.

I denne sammenhæng er det vigtigt, at de overordnede politiske mål har en entydig sammenhæng med de konkrete styringsmål. Hvis de konkrete styringsmål afviger fra de overordnede mål kan der opstå behov for detaljerede, supplerende krav og anvisninger i forhold til aktørernes tilpasningsmuligheder, hvilket står i modsætning til kriteriet om fleksibilitet samt øger behovet for kontrol af aktørens handlinger. Begge forhold fører til, at reguleringens omkostninger øges.

Gennemskuelighed

Gennemskuelige og klare styringsmål, er vigtigt for omkostningseffektiviteten af to grunde. For det første fordi usikkerhed kan opleves som en belastning for både aktør og myndighed, hvilket i sig selv øger reguleringsomkostningerne. For det andet er det ved en række styringsmidler nødvendigt at styringsmål er verificerbare (fx således at det ikke bliver uoverkommeligt at bevise at en overtrædelse har fundet sted). Dette gælder fx i forhold til regler og normer hvor overtrædelser skal kunne bevises før sanktioner (bøder m.v.) kan effektueres. Dermed kan der opstå en konflikt i forhold til målretnings kriteriet idet opstilling af verificerbare styringsmål kan betyde at afstanden til de overordnede miljømålsætninger må øges.

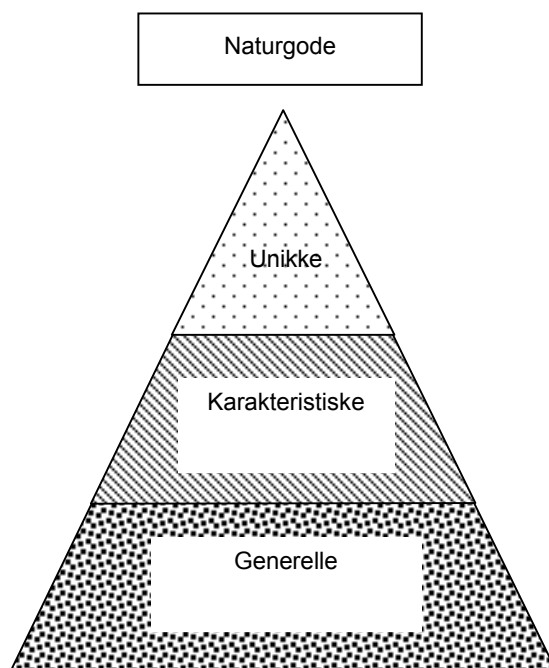
Der er dog flere muligheder for at opbløde verificerbarhedskravet ved passende valg af styringsmiddel:

- Hvis et ansvarsforhold er svært at påvise (verificere), kan bevisbyrden placeres hos aktøren ved at bruge tilskud som styringsmiddel (kun når aktøren har bevist overholdelse af tilskudskriterierne udløses tilskuddet). Dette kan dog være problematisk, såfremt der er stor tidsforskydning mellem handlinger og effekter.
- Endvidere kan verificerbarhedskravet helt undværes i forbindelse med en aftale/kontrakt, hvis denne gøres tidsbegrænset eller opsigelig fra myndighedens side.

Sikkerhed

I de tilfælde hvor egenskaber ved et areal/lokalitet eller en art er unikke, er stor sikkerhed for deres beskyttelse afgørende for omkostningsæffektiviteten. I sådanne tilfælde er sikkerheden for at målet bliver opfyldt altafgørende, medens omkostningerne herved er mindre betydende (det er ikke altid værd at risikere at skade den unikke natur værdi for at opnå en - i forhold hertil - mindre omkostningsbesparelse). Disse forhold kan illustreres med figur 4.2, som inddeler målsætningerne efter indsatsen på naturforvaltningsområdet i tre kategorier afhængigt af, hvilke krav der er til sikkerheden for at specifikke handlinger udføres. Det afhænger af hvor specifikt godet er, og af hvor følsomt det er for påvirkninger udefra.

Figur 4.2. Naturgoder og behovet for sikkerhed



Niveau 1 omfatter naturgoder knyttet til irreversible processer, egenskaber eller karakteristika, hvor ændringer er uacceptable for den nuværende og/eller fremtidige generationer, dvs. hvor der kræves stor sikkerhed for at en specifik tilstand opretholdes. Et eksempel er bevarelse af et bestemt overdrev med en registreret lang, ekstensiv driftshistorie. Et sådan naturgode kan også beskrives som *unikt* eller *kritisk naturkapital* (jf. DØR, 2000), forstået således, at det ikke kan flyttes eller substitueres ved etablering af et nyt, og at det vil medføre et meget stort velfærdstab at miste det.

Niveau 2 omfatter naturgoder med karakteristika og kvaliteter, der er forholdsvis udbredte men alligevel specifikke for bestemte lokaliteter og/eller produktionsformer (handlinger). Dette kan eksempelvis gælde for eksisterende eller etablering af ny halvkulturarealer (f.eks. strendenge), hvis kvalitet er afhængig af såvel jordbund, hydrologi og græsningstryk, eller ved etablering af større faunakorridorer. Denne type gode kan i et vist omfang meningsfuldt nyetableres eller indgå i substitution med andre naturgoder (f.eks. skovrejsning vs. etablering af halvkulturarealer) såfremt det sker, hvor de naturgivne forudsætninger er til stede.

Niveau 3 omfatter naturgoder der er ikke er knyttet til et bestemt sted eller produktion, f.eks. åbne græslandskaber, småbiotoper, læhegn, osv. Disse naturgoder kan ligeledes meningsfuldt nyetableres eller indgå i substitution med andre naturgoder.

I figur 4.2 er disse kategorier sat ind i en ramme der eksemplificere niveauerne ift. landbrugslandskabet. Pyramideformen indikerer at den første kategori fylder mindst arealmæssigt, mens kategori 2 og 3 knytter sig til større dele af landskabet. Det, der adskiller de 3 kategorier i sammenhæng med valg af målsætning og styringsmiddel, er behovet for at formulere politikken i form af absolutte krav, idet dette falder fra niveau 1 til 3, medens muligheden for at gennemføre en fleksibel regulering tilsvarende stiger.

Udgiftsminimering og konkurrence

Endelig er det ofte et selvstændigt kriterium, at de anvendte styringsmidler ikke belaster de offentlige budgetter unødigt. Dette må ikke forveksles med omkostningseffektivitet. For eksempel vil faste tilskud normalt give anledning til en omkostningseffektiv fordeling af naturindsatsen – men som regel også til overkompensation (informationsrente) og dermed højere offentlige udgifter end strengt nødvendigt. Overkompensation er en overførsel af forbrugsmuligheder fra skatteborgene til de landmænd, der udfører natur produktion og udgør derfor ikke en egentlig samfundsmæssig omkostning. Der kan dog være både fordelings- og skattepolitiske grunde til at ønske overkompensationen reduceret mest muligt. Dette kan ske ved f.eks. at sikre konkurrence mellem aktører gennem aftaler/licitation frem for at anvende ensartede faste tilskud.

Kapitel 5. Analyse af konkrete styringsmidler

5.1. Udgangspunktet for analysen

I dette kapitel foretages en generel beskrivelse af de enkelte styringsmidlers udformning og egenskaber med hensyn til omkostningsminimering. Der gives også eksempler på danske og udenlandske erfaringer med styringsmidlerne. Denne analyse følges i kapitel 6 af en samlet vurdering de enkelte styringsmidler i forhold til deres omkostningseffektivitets-egenskaber ved regulering af problemstillinger, der knytter sig til de tre typer af naturgoder omtalt i forrige kapitel: 1) unikke naturgoder; 2) karakteristiske naturgoder og 3) generelle naturgoder.

De konkrete styringsmidler til naturforvaltning, som behandles i denne analyse, omfatter:

Regelbaserede styringsmidler

- Absolutte begrænsninger, f.eks. fredning
- Tids- og arealmæssige begrænsninger
- Områdeudpegninger

Fleksible styringsmidler

- Tilskud og subsidier; f.eks. MVJ-tilskud og tilskud til naturforvaltning
- Forhandlede kontrakter og auktioner og licitationsordninger
- Kobling af forskellige virkemidler - f.eks. frivillige aftaler med tilskud (som MVJ-ordningerne) eller Cross-Compliance

Da der som nævnt i kapitel 2 grundlæggende vil være omkostningseffektivitets-gevinster ved at anvende fleksible incitamentbaserede styringsmidler sammenlignet med regelstyring, er vægten i fremstillingen lagt på diskussionen af potentialer og begrænsninger ved denne form for styringsmidler. Denne vægtning indebærer, at der kan være fordele ved regelstyring, som ikke er medtaget i denne fremstilling, som bunder i andre hensyn og kriterier end de, der er anvendt i denne analyse.

5.2. Regelbaserede styringsmidler

Regelstyring udføres med styringsmidler, der sikrer at styringsmålene bliver gennemført, givet effektiv kontrol og håndhævelse. I den tværministerielle redegørelse vedr. miljøpolitikens økonomiske fordele og omkostninger (Finansministeriet, 2001) anvendes begrebet administrativ regulering om denne form for styringsmidler.

Absolutte begrænsninger

Disse styringsmidler omfatter bevarelse af bestemte arealer eller naturelementer i deres eksisterende tilstand, men kan også omfatte beskyttelse af enkeltarter. Eksempler på

absolutte begrænsninger er fredning og §3 udpegninger, samt fredningsbestemmelserne i jagtloven. Disse styringsmidler er målrettede og gennemskuelige. Der lægges ikke op til omkostningsminimering ved anvendelse af styringsmidlet, idet der typisk overvejende fokuseres på natur/miljømæssig målopfyldelse. Absolutte begrænsninger giver således en stor sikkerhed for at målet nås og afhængigt af målsætningen, er der gode muligheder for kontrol og sanktioner. De er dog ikke specielt fleksible, og der er ikke konkurrence mellem forskellige udbydere af naturgoder. Dog kan der opnås en vis fleksibilitet i sammenhæng med anvendelse af jordfordeling etc.

På grund af de ringe egenskaber med hensyn til fleksibilitet er absolutte begrænsninger ikke omkostningseffektivt ved generel anvendelse. Derimod vil de være omkostningseffektive til beskyttelse naturgoder, hvor sikkerhed for målopfyldelsen tillægges stor vægt i forhold til omkostningerne, hvilket er tilfældet for unikke naturgoder.

Tids- og arealmæssige begrænsninger

I praktisk forvaltning skelnes der typisk ikke specifikt mellem absolutte begrænsninger og tids- og arealmæssige begrænsninger. Set i sammenhæng med analysen af styringsmidler, er der dog den væsentlige forskel, at førstnævnte sigter mod en absolut beskyttelse af præcist definerede naturgoder, medens tids- og arealmæssige begrænsninger sigter mod en mere generel beskyttelse. Hverken absolutte eller tids- og arealmæssige begrænsninger er fleksible styringsmidler, men de absolutte begrænsninger opfattes her som mere målrettede og dermed mere effektive end tids- og arealmæssige begrænsninger.

I visse sammenhænge kan tids- og arealmæssige begrænsninger være effektivt som styringsmiddel. Eksempler på en kombineret tid- og arealmæssig begrænsning er forbud mod færdsel i et bestemt område i ynglesæsonen med henblik på, at beskytte følsomme fugle eller pattedyr. Forbud mod udbringning af husdyrgødning i vintermånederne er et eksempel på en rent tidsmæssig begrænsning. Tids- og arealmæssige begrænsninger kan således være meget specifikke og rettet mod beskyttelsen af et bestemt område eller art, som det er tilfældet med specifikke adgangsforbud, eller de kan være mere generelle, som f.eks. forbudet mod udbringning af husdyrgødning i vinterhalvåret. Jo mere generelle begrænsningerne er, desto sværere vil det være, at forbinde dem med styringsmålet og des mindre effektive, vil de være.

Områdeudpegninger

Denne type regelregulering omfatter f.eks. zonebestemmelser, og kan tjene flere formål:

- Planlægning af den generelle udvikling i arealanvendelsen (by, land, erhverv, mm)
- Beskytte områder hvor særlige hensyn er påkrævet, f.eks. følsomme naturområder og drikkevandsområder

- Skabe sammenhængende landskabelige ændringer, f.eks. økologiske spredningskorridorer eller landskabskarakteristika
- Give grundlag for prioritering i situationer, hvor der er for få økonomiske ressourcer til at iværksætte tiltag generelt

Denne type områdeudpegninger er et hyppigt anvendt styringsmiddel både i form af udpegninger, som følge af dansk lovgivning, men i stigende grad for at opfylde målsætninger i EU, f.eks. Natura 2000 og drikkevandsdirektivet. Effektiviteten af områdeudpegninger afhænger af de krav eller forpligtigelser, som er knyttet til dem samt naturligvis realiseringen af disse. Ligesom for de tids- og arealmæssige begrænsninger er det derfor vanskeligt at give et generelt udsagn om deres effektivitet udover, at denne vil reduceres jo mere områdeudpegningerne har karakter af rammeplaner uden konkret reference til konkrete naturgoder. Derimod vil disse planer ofte indeholde en vis fleksibilitet og dermed kunne muliggøre en vis hensyntagen til omkostningsminimering.

5.3. Fleksible styringsmidler

Tilskud

Tilskud anvendes både i Danmark og i andre lande hyppigt som styringsmiddel i naturpolitikken, f.eks. i de MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ), Naturforvaltningsmidlerne og revisionen af Landdistriktsprogrammet, se boks 2, 3 og 4 i bilaget.

For at deltage i et tilskudsprogram, vil aktøren normalt kræve, at tilskuddet mindst modsvarer jordrentetabet, som han oplever ved at tilslutte sig ordningen. Desuden vil aktøren ofte have en optionsværdi, som mistes ved tilslutning til ordningen, og som skal tillægges jordrentetabet (se Pilegaard & Schou, 1997). Faste tilskud sikrer, at kun de landmænd med tilpasningsomkostninger under tilskudssatsen tilslutter sig ordningen, og styringsmidlet kan derfor være omkostningsminimerende, hvis styringsmål i øvrigt er gennemskuelige og målrettet. Derimod er der udpræget risiko for overkompensation, hvis landmændenes jordrentetab varierer meget (som det var tilfældet i eksemplet fra forrige kapitel). Derved kan faste tilskud medføre en betydelig ekstra belastning af de offentlige udgifter og dermed af skattesystemet og fordelingspolitikken.

Tilskud kan være fleksible, men gennemskueligheden afhænger af informationsindsatsen, jf. boks 2 vedrørende danske erfaringer med MVJ. Kontrolmulighederne er afhængig af, hvilke styringsmål der skal opnås, men der er som nævnt mulighed for at vende bevisbyrden, så det er aktørerne selv, der skal verificere at en handling er udført.

Auktioner og forhandlede kontrakter

Auktioner og forhandlede kontrakter kan have fordele såvel i forhold til omkostningseffektivitet som i forhold til belastningen af de offentlige udgifter (overkompensation).

Det væsentlige fordel ved auktioner er, at overkompensationen kunne reduceres ved anvendelse af forhandlede kontrakter eller auktioner samtidigt med at de velfærdsøkonomiske omkostninger minimeres, idet der introduceres konkurrence mellem aktørerne. Den normale fremgangsmåde er, at der afholdes en auktion, hvor potentielle udbydere afgiver bud på hvad de kræver for at levere et nærmere specificeret naturgode. Myndighederne opstiller ligesom ved tilskud, evt. i samarbejde med relevante aktører, de mål, der skal opfyldes ved kontrakterne. Ligeledes stilles de krav, der skal opfyldes ved indgåelse af kontrakterne, f.eks. til husdyrtryk, gødskning, afgræsning, sprøjtning, dræning osv. Derefter kan aftaler træffes med udbyderne, idet der foretages en afvejning mellem omkostninger og målopfyldelse for hver enkelte aftale. Foruden omkostningsniveauet vil andre kriterier for valg af aftaler kunne spille ind; dyrkningshistorie, alderen på arealet, tidshorisont for aftalen og sammenhæng med landskabet i øvrigt. I udgangssituationen er der mange måder at lave en auktion på, jf. boks 5 om principper og boks 6 om erfaringer fra USA og England (bilaget).

Det Økonomiske Råd (DØR, 2000) anbefaler i Vismandsrapporten fra efteråret 2000, at bortauktionere kontrakter om f.eks. naturvenlig drift af offentligt ejede græsarealer, idet auktionsprincippet vil medføre, at der opstår et marked og hermed en markedspris, som afspejler de omkostninger, der er forbundet med at levere naturgodet. Herved minimeres de velfærdsøkonomiske omkostninger samt overkompensationen, ligesom eventuel manglende deltagelse på grund af for lavt satte tilskud undgås.

Ideen om at anvende licitationsprincippet og auktioner for at forhindre disse problemer i forbindelse med natur- og landskabsforvaltning er ikke ny. I forbindelse med Miljøministeriets Marginaljords-undersøgelse fra 1986/97, blev anvendelsen af licitation nævnt i forbindelse med forvaltningsaftaler. Muligheden er ligeledes nævnt i Miljøministeriets Naturplejebog (Miljøministeriet, 1993). Endvidere er der som nævnt igangsat et forsøgsarbejde med auktioner i tilknytning til det nye Landdistriktsprogram, jf. boks 4.

Auktioner har været genstand for mange analyser indenfor den internationale miljøøkonomiske litteratur, hvor der tages udgangspunkt i forholdet mellem regulator og den regulerede (principal-agent-forholdet). Baneth (1994) fremhæver, at auktioner har en række positive egenskaber ved miljøregulering og foreslår, at grønne auktioner helt erstatter andre reguleringsregimer i de tilfælde, hvor det ikke er nødvendigt med fuldstændige forbud. Latacz-Lohmann & Van der Hamsvoort (1998) når frem til lignende konklusioner,

og fremhæver, at auktioner er specielt velegnede til at håndtere den usikkerhed, der karakteriserer fremskaffelsen af miljø- og naturgoder i forhold til almindelig varetransaktion på markedet. Det skyldes at auktioner er en markedslignende institution, der præsenterer miljøgoderne på en måde, som modsvarer det egentlige varemærked. De relevante tjenester og foranstaltningerne får på denne måde en pris, som gør dem sammenlignelige med andre markedsomsatte varer, hvorved det bliver muligt at lade dem indgå i prioriteringsgrundlaget.

En i nogle sammenhænge væsentlig *ulempe* ved disse frivillige ordninger er, at frivilligheds-elementet reducerer sikkerheden for, at en given lokalitet opnår beskyttelse. Dette kan betyde, at auktions/aftale systemer ikke er velegnede i forhold til unikke naturværdier, idet de dog kan komme på tale f.eks. i forbindelse med udlicitering af drift af offentligt ejede unikke natur lokaliteter.

En anden muligvis væsentlig *ulempe* ved at udlicitere via auktionsformen er transaktionsomkostningerne. Transaktionsomkostningerne omfatter bl.a. omkostningerne ved at indhente information, afgive bud (evt. i flere omgange) og forhandling, samt omkostningerne forbundet med kontrol. Når aktørerne lærer systemet at kende, kan transaktionsomkostningerne reduceres. Omvendt reduceres konkurrenceaspektet fordi budene vil have en tendens til at gå mod det det grænsebeløb, som erfaringen fra tidligere licitationer viser. Dette kan specielt være et problem, når det drejer sig om goder, hvor den offentlige myndighed ikke har et godt sammenligningsgrundlag for den pris, der bliver forlangt. Strukturdirektoratet har igangsat et demonstrationsprojekt vedr. auktioner af kvælstofkontrakter. Projektet udføres i 1999-2001 af Landbrugets Rådgivningscenter, og erfaringer fra dette projekt samt de udenlandske erfaringer med auktioner (se også boks 6 i bilaget) kan vise sig værdifulde for evt. videre anvendelser af dette styringsmiddel.

Cross-compliance og afgifter

"Cross-compliance" henviser generelt til en politik, hvor modtagere af offentlig støtte skal levere en modydelse i form af et veldefineret miljø- eller naturgode (jf. Kjeldahl et. al, 1995). Ideen er hentet fra den amerikanske landbrugspolitik, hvor den enkelte landmands muligheder for at opnå landbrugsstøtte i perioder har været betinget af bl.a. miljøinitiativer på bedriftsniveau. I Danmark omtales Cross-Compliance typisk som *miljøbetinget landbrugsstøtte*.

Cross-Compliance indebærer - ligesom ved alle øvrige styringsmidler - specifikation af krav til, hvilke naturgoder der skal produceres, kontrolforanstaltninger, straf ved overtrædelse, mv. Cross-Compliance kan i forhold til eksisterende støtteordninger gennemføres på mange måder. En mulighed er, at udbetalingen af eksisterende tilskud – eller dele af denne – gøres betinget af, at landmanden udover sin markedsomsatte produktion også leverer en række

miljø- og naturgoder, f.eks. defineret som en "basisnatur" (jf. Slangen, 1997). Denne type Cross-Compliance kaldes *red tricket* Cross-Compliance ("stokkemethoden") og har principielt samme incitamentegenskaber som en afgift. En anden mulighed er, at landmanden tildeles ekstra støtte, såfremt hans produktion er tilrettelagt, så den tilvejebringer ekstra natur- og miljøgoder. Denne type kaldes *green ticket* Cross-Compliance ("gulerodsmethoden") og har principielt samme incitamentegenskaber som et tilskud.

Cross-Compliance kan økonomisk set næppe betegnes som et selvstændigt styringsmiddel som følge af lighedspunkterne med afgifter og tilskud. I en politisk, administrativ og fiskal sammenhæng, samt set i forhold til begrebet *multifunktionelt landbrug*, som netop sigter på, at inddrage landbrugets produktion af natur- og miljøgoder (positive som negative) i forbindelse med eksempelvis EUs landbrugsstøtteordninger, synes Cross-Compliance at kunne blive central.

I det følgende kapitel opsummeres analysen af styringsmidlerne, idet deres omkostningseffektivitets-egenskaber i forhold til tilvejebringelse af forskellige typer naturgoder evalueres.

6. Samlet vurdering af styringsmidlerne

Det miljøøkonomiske udgangspunkt

Det helt overordnede udgangspunkt for den økonomiske analyse af miljø- og naturpolitiske styringsmidler er forudsætningen om, at politikken skal tilrettelægges således, at det velfærdsøkonomiske udbytte af samfundets aktiviteter bliver størst muligt under hensyntagen til at der kun er en begrænset mængde ressourcer til rådighed.

Sammenhængen mellem produktion samt miljø og natur beskrives i den miljøøkonomiske analyse således, at de enkelte sektorer aktiviteter fører til produktion af en række markedsomsatte goder, men samtidigt giver anledning til en række eksternaliteter, dvs. et bidrag til den samfundsmæssige nytte, som ikke omsættes på et marked og derfor ikke er prissat. Da eksternaliteterne ikke er markedsomsatte, indgår de ikke i producenternes privatøkonomiske omkostningsfunktion. Derfor vil produktionen i den uregulerede økonomi føre til en velfærdsforringelse, idet det privatøkonomisk optimale produktionsomfang vil afvige fra det samfundsøkonomisk optimale.

Naturgoder dannes i et samspil mellem biologiske, hydrologiske og andre naturgivne forudsætninger samt menneskelige aktiviteter, som f.eks. landbrugsdrift. Fordi natur- og landskabskvaliteter til dels er stedbundne, kan de ikke altid meningsfuldt genskabes et "andet" sted – dvs. være genstand for substitution. Dette udgangspunkt præger de naturpolitiske målsætninger i Danmark og adskiller i nogen grad naturpolitikken fra miljøpolitikken, hvor der opereres med forholdsvis generelle målsætninger. Denne forskel har væsentlig betydning for valg af styringsmiddel og for reguleringsomkostningerne. Således vil kriteriet vedr. fleksibilitet normalt kunne gives høj prioritet ved valg af styringsmidler i forhold miljøreguleringen af landbruget (f.eks. reduktion af pesticidanvendelsen), idet det typisk ikke er afgørende præcist hvor sprøjtemiddelbelastningen reduceres. Dermed bliver det muligt at anvende kan fleksible styringsmidler, der sikrer at indsatsen sker, hvor det er billigst ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt.

I denne analyse af styringsmidler i naturpolitikken, er udgangspunktet mere komplekst, idet det i nogle tilfælde helt afgørende at opnå sikkerhed for at en bestemt lokalitet beskyttes. Det er derfor nødvendigt at skelne mellem forskellige naturgoder alt efter, hvilken vægt de enkelte omkostningseffektivitets kriterier bør have i den samlede vurdering. Da de enkelte styringsmidlers styrkeprofil endvidere varierer med de fire omkostningseffektivitetskriterier (målretning, fleksibilitet, gennemskuelighed og sikkerhed), vil det omkostningseffektive styringsmiddel afhænge af naturgodets karakteristika.

Her opsummeres først styringsmidlernes relative styrke i forhold til de fire kriterier, hvorefter der foretages en opdeling efter typer af naturgoder, idet styringsmidlernes omkostningseffektivitet vurderes i forhold hertil.

Vurdering af styringsmidler i forhold til de anvendte kriterier

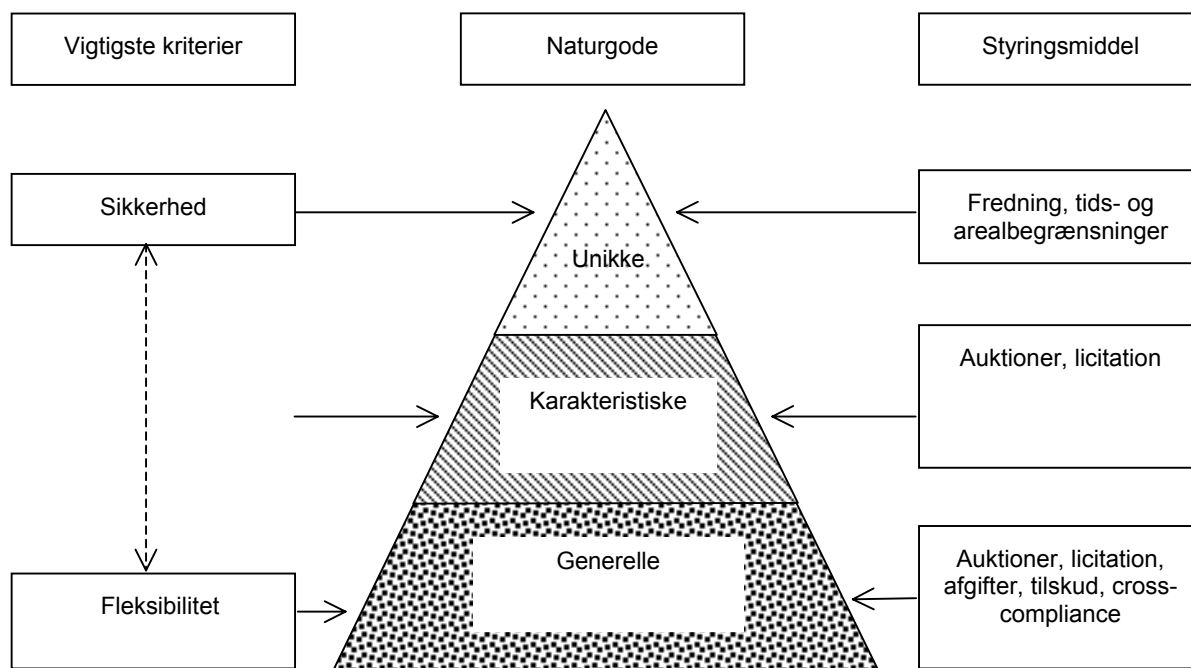
Baseret på gennemgangen ovenfor er styringsmidlernes vurderet i forhold til kriterierne: målretning, fleksibilitet, gennemskuelighed og sikkerhed for beskyttelse. Potentialet for målretning er i al væsentlighed afledt af styringsmidlets krav til gennemskuelighed. Store krav til gennemskuelighed (f.eks. verificerbarhed) vil ofte nødvendiggøre at der må gås på kompromis med målretning mod de overordnede målsætninger, når der fastlægges styringsmål. Gennemgående har de økonomiske styringsmidler et større potentiale for fleksibilitet end regelstyring men samtidig også en mindre sikkerhed for at en given lokalitet opnår beskyttelse. Blandt de økonomiske styringsmidler udmærker tilskud og navnlig auktioner og aftaler sig ved at muliggøre en større grad af målretning fordi kravet til gennemskuelighed kan reduceres, idet der kan være en direkte dialog mellem den regulerende myndighed og aktørerne.

Valg af styringsmiddel på baggrund af naturgodernes karakteristika

I dette arbejde er anvendt en opdeling af naturgoder i tre grupper omfattende 1) *unikke* naturgoder; 2) *karaktéristiske* naturgoder; og 3) *generelle* naturgoder. Gruppe 1 omfatter goder knyttet til konkrete lokaliteter, som der vil et meget stort velfærdstab ved at miste og derfor typisk ikke kan substitueres med andre goder – dvs. goder, der kræver en absolut beskyttelse hvorfor sikkerheds kriteriet er afgørende ved valg af styringsmiddel. Gruppe 2 omfatter karakteristiske naturgoder knyttet til bestemte naturbetingelser og/eller produktionsformer, og som derfor under givne betingelser kan nyetableres eller indgå i substitution med andre goder (f.eks. skovrejsning vs. etablering af halvkulturrealer). En hvis grad af sikkerhed for beskyttelse af bestemte lokaliteter er vigtig, men der er mulighed for at tage et vist hensyn til fleksibilitetskriteriet. Den 3. gruppe omfatter generelle naturgoder, der er ikke er knyttet til et bestemt sted eller produktion, og som derfor kan nyetableres eller indgå i substitution med andre goder. Grundet de gode substitutionsmuligheder er sikkerhed for beskyttelse af en given lokalitet underordnet og fleksibilitet kan gives højeste prioritet.

De tre ovennævnte karakteristika for naturgoderne er illustreret i figur 6.1, som er en viderebearbejdning af figur 4.2, idet valg af styringsmiddel (højre side af figuren) er relateret til de styringsmål (midt) og vigtigste vurderingskriterier ved valg af styringsmiddel (venstre side). Pyramideformen indikerer, at de unikke naturgoder, der kræver absolut beskyttelse, fylder arealmæssigt mindst, medens de karakteristiske og generelle vurderes at

have en væsentlig større udbredelse. Figuren viser således, hvilke styringsmidler der vurderes at være mest egnede til tilvejebringelse af de forskellige grupper af naturgoder.



Figur 6.1. Naturgoder, vurderingskriterier og styringsmidler

Vedrørende *unikke naturgoder* vil de absolutte styringsmidler være effektive, f.eks. implementeret via fredning, §3 udpegning, offentlig erhvervelse eller lignende. I visse tilfælde vil tids- og arealmæssige begrænsninger også være effektive, f.eks. ved beskyttelse mod færdsel i yngleperioden på arealer med truede arter. Disse styringsmidler vil forudsat effektiv håndhævelse sikre en absolut beskyttelse. Idet der er tale om goder med meget høj velfærdsøkonomisk værdi, er styringsmidlernes omkostningsminimerende egenskaber ikke det væsentligste kriterium for beskyttelsen af denne type goder, så længe de ikke har et omfang, hvor omkostningerne ved beskyttelsen nødvendiggør en prioritering af indsatsen. Derfor vurderes de absolutte styringsmidler at være det omkostningseffektive styringsmiddel i forhold til at beskytte unikke naturgoder.

Det er dog muligt, at opnå omkostningsreduktioner ved at udlicitere selve driften af arealerne i form af aftaler med aktører, der kan tilvejebringe den ønskede kvalitet af naturgodet, f.eks. ekstensiv afgræsning af overdrev. Det vil sige, at omkostningerne ved driften kan minimeres på grundlag af en licitation, hvortil landmænd eller andre aktører (f.eks. private græsningslaug) giver bud på deres omkostninger (eller deres villighed til at betale forpagtningsafgift) ved at foretage en i udbudsmaterialet nærmere beskrevet drift af arealet. Det afgørende er, at selv om denne form for naturgoder kræver absolut beskyttelse,

kan de omkostningsminimerende egenskaber ved fleksible styringsmidler alligevel anvendes ved tilrettelæggelsen af driften af arealet.

For de *karakteristiske naturgoder* vurderes auktions- og licitationsordningerne at være de mest omkostningseffektive, idet de muliggør målretning af indsatsen der, hvor effekten er størst i forhold til omkostningerne. Dette skyldes, at ordningerne kan målrettes gennem udbudsbetingelserne samtidigt med at der etableres et marked for udbud af de ønskede naturgoder. Tilsvarende kunne gøre sig gældende for effektiviteten af tilskud, cross-compliance og afgifter, såfremt der kan opstilles systemer, som baseres på de samme kriterier som auktionsordningerne. Hvorvidt dette er muligt er nok tvivlsomt.

Auktioner og licitationer samt cross-compliance, afgifter vurderes ligeledes at have de bedste omkostningseffektivitets-egenskaber, når der gælder tilvejebringelse af *generelle naturgoder*. Igen synes erfaringerne at tale for, at auktioner udgør det mest realistiske styringsmiddel, men her skal det bemærkes, at ved meget omfattende ordninger – dvs. ordninger som omfatter mange aktører, som eksempelvis læplantningsordningen – kan de administrative omkostninger ved gennemførelse af auktioner tale for anvendelse af et mere enkelt styringsmiddel som f.eks. faste tilskud eller cross-compliance. Ved disse styringsmidler vil der dog være en overkompensation som følge af, at reguleringen ikke fuldt afspejler den enkelte aktørs tilpasningsomkostninger, hvilket ikke forventes at forekomme i samme grad ved auktioner. Endvidere stilles der større krav til styringsmålets gennemsækelighed, hvorved mulighederne for målretning formindskes. Valget af styringsmiddel bør derfor bero på en konkret analyse af de samlede omkostninger ved de relevante alternativer.

Som konklusion på vurderingen af styringsmidlerne kan det fastslås, at mere rigide styringsmidler vil være bedst egnet, hvis produktionen af naturgodet er specifik i forhold til tid og sted og godet kræver en absolut beskyttelse. Omvendt vil et fleksibelt styringsmiddel være velegnet ved produktion eller beskyttelse af karakteristiske eller generelle naturgoder, som ikke er forbundet med absolutte beskyttelsesbehov. Der bør dog som udgangspunkt altid gøres overvejelser om mulighederne for at introducere fleksibilitet ved realiseringen af alle typer af naturmålsætninger - også de der relaterer sig til unikke naturgoder. Et eksempel er muligheden for at udlicitere driften inden for præcist definerede betingelser for derved at minimere omkostningerne ved bevarelse af et unikt naturgode. Et andet eksempel er muligheden for gennem kontrakter/udlicitering at slække på kravet om objektivt verificerbare styringsmål hvorved muligheden for at benytte mere naturtro styringsmål øges.

Endelig bør vigtigheden af den rigtige indplacering af et givet naturgode i figuren understreges. Som antydnet i kapitel 4.1 kan den fleksibilitet der må gives afkald på når et

naturgode flyttes op i pyramiden medføre en betydelig forøgelse af reguleringsomkostningerne, hvorfor karakteristikken har væsentlig betydning for prioriteringerne i naturpolitikken.

Behovet for viden

I forlængelse af anbefalingen om i højere grad at basere dele af naturpolitikken på auktions- og licitationsordninger, er der et væsentligt behov for en vidensopbygning dels ved en styrkelse af den empirisk baserede forskningsindsats i Danmark og dels ved iværksættelse af pilotprojekter til afprøvning af de administrativt/teknisk aspekter ved implementering af denne type styringsmidler. Behovet knytter sig især til anvendelsen af auktionssystemer ved ændringer i landbrugets arealanvendelse (f.eks. omlægning fra omdrift til skov eller halvkulturarealer) samt anvendelsen af licitationsordninger ved etablering af driften på offentligt ejede arealer. Empiriske analyser af transaktionsomkostningerne ved forskellige typer af regulering er mangelfulde i både dansk og udenlandsk forskning og bør derfor have en væsentlig vægt.

Sidst skal behovet for identifikation af unikke naturgoder understreges, idet disse har en afgørende betydning for prioriteringerne i naturpolitikken samt valg af styringsmidler.

Indsatsen bør sigte mod en kvantitativ komparativ analyse af reguleringsomkostninger samt gevinster ved forskellige styringsmidler, herunder risikoen for strategisk handling fra aktørerne. Desuden bør mulighederne for at målrette styringsmidlerne i forhold til tilvejebringelse af nærmere definerede naturgoder belyses. Der er således behov for en betydelig miljøøkonomisk indsats i tværfagligt regi med vægt på empirisk analyse og vidensopbygning.

Referencer

- Abiltrup, J. 1999. *Status for miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger, kortlægning af fremtidige analysebehov*. SJFI – Working Paper no. 24.
- Agger, P., Baagøe, J. Hamann, O. & Primdahl, J. 2000. *Dansk naturpolitik - visioner og anbefalinger*. Vismandsrapport 2000, Naturrådet, København.
- Andersen, E. Primdahl, J. & Solvang, V. 1998. *Miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger og de særligt følsomme landbrugsområder 1994 – 1996*. DSR FORLAG, Frederiksberg, Denmark.
- Anker, H., Tegner, O.H. Caspersen, B. Hasler & J. Primdahl 2000. *Offentlige områdeudpegninger i jordbrugslandskabet*. Forest and Landscape Research nr. 27, Forest and landscape Resarch Centre, Hørsholm. In Danish, summary in English.
- Baneth, M.H. 1994. *Auctions as a means of creating a market for environmental services in the countryside*. Workshop on Agricultural Policy and the countryside. Oslo, December 1994.
- Baumol, W.J & W.E. Oates. 1988. *The theory of environmental policy*. Second edition, Cambridge University Press.
- Dubgaard, A., M. Kallesøe, M. Petersen, M. Arentsen, E.H. Frederiksen, C. Damgaard og E. Erichsen. 2001. *Udredning vedrørende velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse*. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Institut for Økonomi, Skov og Landskab. Rapport til Wilhjelmudvalget.
- DØR. 2000. *Dansk økonomi efterår 2000 – naturforvaltning og biologisk mangfoldighed*. Det Økonomiske Råd, formandsskabet.
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Paulsen, I., Grevy Jensen, P. & Rasmussen, P. 1998. *Landovervågningsoplände*. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Afdeling for Vandløbsøkologi. Faglig rapport nr. 252, Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg.
- Hanley, N, H. Kirkpatrick, I. Simpson, D. Orglethorpe & A. MacDonald 1996. *Ecological-economic modelling of threatened habitats: heather moorland conservation in the Northern Isles of Scotland*. Chapman & Hall.

- Hanley, N., H. Kirkpatrick, D. Oglethorpe & I. Simpson. 1998. *The provision of public goods from agriculture: Modelling moorland conservation in Scotland*. Land Economics, vol 74 (1), 102:113.
- Hanley, N., M. Whitby & I. Simpson. 1999. *Assessing the success of agri-environmental policy in the UK*. Land Use Policy 16, 67-80.
- Hansen, K., K.S. Johannsen & A. Larsen. 2001. *Recommendations for Negotiated Agreements. Government and policy*. To be published in 2001.
- Hasler B. & P. Eigaard. 1999. *Landbrug og tilskudsordninger i Bjerringbro/Hvorslev*. Grænser i landskabet Nyhedsbrev (6):12-15.
- Hasler, B. & J.S. Schou. 2000. *Economic and Voluntary Instruments for Agricultural Landscape Management*. Paper presented at the conference: Multifunctional Landscapes, October 18-21, 2000 Roskilde, Denmark.
- Hodge, I. 1991. *The provision of public goods in the countryside: How should it be arranged?* In Hanley, N. (red): Farming and the countryside: an economic analysis of external costs and benefits. CAB International, Wallingford, pp. 179-195.
- Kjeldahl, R., H. Paaby, J.S. Schou & H. Vetter. 1995. *Landbrugspolitik og miljøregulering - 1. delrapport*. Miljøprojekt nr. 297, Miljøstyrelsen, p. 57.
- Klemperer. 1999. *Auction Theory: A Guide to the Literature*. Centre for Economic Policy Research Discussion Paper: 2163, June 1999, pp. 92.
- Latacz-Lohmann, U. & Van der Hamsvoort, C. P. C. M. 1998. *Auctions as a Means of Creating a Market for Public Goods from Agriculture*. Journal of Agricultural Economics, vol. 49, (3), pp.334-345.
- Latacz-Lohmann, U. 2001. *A policy decision making framework for devising optimal implementation strategies for good agricultural and environmental policy practices*. OECD.
- LR. 2001. *Oversigt over landsforsøgene*. Landbrugets Rådgivningscenter.

Madsen, J.K., Höll, A. og Buttenschøn, R. 2000. *Landbrugeren som forvalter af vedvarende græsarealer*. Park- og landskabsserien nr. 27, Forskningscentret for Skov og Landskab, Hørsholm, 2000.

Mathiasen, G.B. og B. Hasler. 1999. Ujævn fordeling af husdyrgødning. *Jord og Viden* nr. 7(22), 1999.

Møller, F. 1996. *Værdisætning af Miljøgoder*. Jurist- og Økonomforbundets Forlag.

Møller, F., S.P. Andersen, P. Grau, H. Huusum, T. Madsen, J. Nielsen & L. Strandmark. 2000. *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Miljø- og Energiministeriet.

OECD. 1999. *A matrix approach to evaluating policy*. COM/AGR/CA/TD(99)117/FINAL, Paris.

Pearce, D. W. & R. K. Turner. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsleaf.

Pilegaard, S. & J.S. Schou. 1997. Beskyttelse af naturværdier på landbrugsarealerne. *Nationaløkonomisk Tidsskrift* nr. 2/1997, pp. 160-175.

Schramek, J., D. Biehl, H. Buller & G. Wilson (red.). *Implementation and effectiveness of agri-environmental schemes established under regulation 2078/92*. Project FAIR CT95-274. Frankfurt.

Schou, J.S. & J. Abildtrup. 2001. *Økonomiske konsekvenser ved omlægning af marginaljorder til vedvarende græs – metode og resultater*. Notat i ARLAS-projektet. Danmarks Miljøundersøgelser og Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. Maj 2001.

Schou, J.S. 1998. *Miljøafgifter når skadesfunktionen varierer geografisk*. Arbejdsrapport fra DMU nr. 70, Danmarks Miljøundersøgelser, Januar 1998, p. 22.

Strukturdirektoratet og Amtsrådsforeningen. 1999. *Midtvejsevaluering af MVJ ordningen*. Viborg Amt (1996) Viborg Amts jordbrugsredegørelse. Viborg Amt.

Slangen, L.H.G. 1997. *Nature production by farmers: how to organise*. European Review of Agricultural Economics, Vol. 24(3/4), pp.514-536

SJFI. 2000. *Landbrugsregnskabsstatistik 1998/99*. Serie A nr. 83. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. WWW.SJFI.DK.

Vukina, T., A. Levy and M. Marra. 2000. *Auctions with Environmental Criteria: Evidence from the Conservation Reserve Program*. Working paper. North Carolina State University, December 2000. Presented at the Royal veterinary and Agricultural University, November 2000.

Bilag

Boks 1. Det økonomiske reguleringsproblem

Sammenhængen mellem den privat- og samfundsøkonomisk optimale produktion kan illustreres i følgende lille model, inspireret af Pearce & Turner (1990). Set fra et samfundsøkonomisk synspunkt er målet at maksimere den velfærdøkonomiske nettoværdi af produktionen $[V(x)]$, hvilket er vist i formel (1):

$$\max V(x) = Q(x) - C(x) - E(x) \quad (1)$$

mht. x

hvor $Q(x)$ er produktionsværdien,
 $C(x)$ er de direkte omkostninger
 $E(x)$ er de eksterne omkostninger
 x er produktionsniveauet

Idet der i denne stiliserede fremstilling er tale om et matematisk maksimeringsproblem, kan den maksimale samfundsøkonomiske nettoindtjening findes hvor:

$$\frac{\partial V}{\partial x} = 0 \quad (2)$$

Indsættes (1) i (2) fås:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} - \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial E}{\partial x} = 0 \quad \Leftrightarrow \quad \frac{\partial Q}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial E}{\partial x} \quad (3)$$

Det vil sige, at den *samfundsøkonomiske* nettoindtjening maksimeres ved det produktionsniveau, hvor den marginale samfundsøkonomiske gevinst (dQ) er lig de marginale samfundsøkonomiske omkostninger ($dC+dE$). Dette er også hvad der i økonomisk litteratur kaldes *first best* situationen.

Som nævnt indledningsvis, vil producenterne i den uregulerede økonomi ikke inkludere de eksterne omkostninger i deres produktionsbeslutninger. Tages dette i betragtning i formel (3), findes det *privatøkonomisk* optimale produktionsniveau hvor:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4)$$

Med de givne forudsætninger fremgår det, at produktionsomfanget vil afvige fra det samfundsøkonomisk optimale, såfremt dE/dx er forskellig fra 0. Det ses også, at hvis der er tale om en negativ eksternalitet ($dE/dx < 0$) vil det privatøkonomisk optimale produktionsomfang overstige det samfundsøkonomisk optimale, medens det forholder sig omvendt såfremt $dE/dx > 0$. Det vil sige, at i situationen, hvor dE/dx er forskellig fra nul, er der behov for offentlig regulering med henblik på at korrigere for det velfærdstab, som følger af forskellen mellem den samfunds- og privatøkonomisk optimale produktion.

Boks 2. Hittidige erfaringer med MVJ

MVJ-tilskuddene er bl.a. blevet indført som led i at integrere landbrugs- og miljøhensyn i de respektive sektorpolitikker. Både MVJ-programmet og det nye landdistrikts-program omfatter frivillige tilskudsordninger, målrettet mod udpegede områder - de særligt følsomme landbrugsområder.

Ved MVJ-ordningernes start i 1993 forventedes det, at ca. 150.000 ha totalt ville blive omfattet af MVJ-aftaler (Andersen et al. 1998) men pga. svigtende tilslutning er denne målsætning langt fra blevet opfyldt. Forventningen er nu ca. 160.000 ha, som skal være opfyldt inden 2003 som led i opfyldelsen af VMP II. Ved udgangen af 1999 var der "kun" indgået aftale på 64.100 ha, hvilket svarer til godt 40% af det forventede areal (VMP II). Såfremt forventningerne om MVJ-aftaler inden for SFL-områderne skal indfries, og aftalerne skal medvirke til at opfylde målsætningerne for VMP II, er det påkrævet, at aftalearealet øges med ca. 98.000 ha inden 2003, dvs. en forøgelse af aftalearealet på knap 33.000 ha per år, foruden at det eksisterende aftaleareal bibeholdes.

Undersøgelser foretaget af bl.a. Eigaard og Hasler (*forthcoming*), Andersen et al. (1998) og Madsen et al. (2000), baseret på interviewundersøgelser med landmænd, viser at årsager til manglende deltagelse og interesse i MVJ er, at aftalerne ikke passede ind i bedriftens planer, at landbrugerne ikke har hørt om ordningerne, for ringe økonomi ordningerne, harmonikrav, dyrkningsmæssige begrundelser og at det er for bureaukratisk. Der er således ikke én forklarende faktor, men en række bevæggrunde, der gør, at landbrugerne ikke ønsker at indgå aftaler. Heltidslandmænd er generelt de bedst orienterede om ordningerne.

Erfaringerne vidner om et reguleringsmæssigt paradoks, i det der er en lav informationsindsats selv i udpegede områder (SFL-områderne). Endvidere er tilskudssystemet indrettet mod målsætninger, hvor det har vist sig en forholdsvis dårlig udnyttelse indtil nu, nemlig kvælstofordningerne, og ikke mod naturforbedrende tiltag, som har og har haft en meget bedre opslutning. Målrætningen af MVJ ordningerne bunder således hovedsageligt i, at de skal medvirke til at løse landbrugets kvælstofproblemer. Naturrådet (Agger et al, 2000) anbefaler at støtteordningerne i højere grad anvendes til naturforvaltning, understøttet af flere evalueringer af effekterne og deltagelsen i de tidligere EU-ordninger (MFO og MVJ) (Andersen et al., 1998; Schramek et al., 1999).

I det nye Landdistriktsprogram er beregningen af kompensation i de enkelte ordninger ændret, således at kompensationen beregnes og differentieres i forhold til gennemførselsgraden af foranstaltningen. Der opstilles et maksimumsniveau, og den højeste kompensation opnås ved indgåelse af aftale om det høje niveau. Direktoratet for Fødevarerhverv har opstillet overordnede mål og operationelle mål samt forventede effektmål for programmet. I tillæg til de forventede effekter opstillet forslag til output- og impact-indikatorer. Output indikatorerne omfatter antal ha under aftale og beregnet kvælstofreducerende virkning i tons N/år. Impactindikatorerne skal inddrage foranstaltningernes effekt på den biologiske mangfoldighed, landskabernes biofysiske karaktertræk og tilstedeværelse af arter og økosystemer, kulturelle og historiske værdier, samt naturressourcer. Effekterne af ordningerne på natur og landskab er i henhold til dette forslag reduceret til, at effekterne eller konsekvenserne af de planlagte kvælstof- og erosionsforanstaltninger skal vurderes med hensyn til *virkningerne* på natur og landskab. Tilsvarende effektmål bør derfor også opstilles for natur for at gøre systemet gennemskuelig og sikkert med hensyn til opnåelsen af alle de overordnede målsætninger.

Boks 3. Tilskud til naturforvaltning

Midler til naturforvaltning iht. Naturforvaltningsloven afsættes årligt på Finansloven. Generelt er der en stor søgning til naturforvaltningsmidlerne, og derfor en stor deltagelse. Det skyldes bl.a. at der lægges op til et konstruktivt og forpligtende samarbejde mellem myndigheder og lodsejere i alle faser af forløbet. En betingelse for at modtage naturforvaltningsmidler er, at der årligt bliver udarbejdet en redegørelse for, hvordan tilskuddet bliver brugt, og at der laves handlingsplaner for, hvordan evt. kommende års midler skal benyttes. Det vil sige at systemet har indlagt en kontrolmekanisme, byggende på selvkontrol. Effektiviteten af denne afhænger af hvorvidt selvkontrollen bliver kontrolleret af amterne.

Midler til naturforvaltning fordeles (retningslinje) med 40% til naturgenopretning, 40% til skovrejsning og 20% til friluftsliv, men fordelingen tilpasses de aktuelle projektmuligheder og problemstillinger. Foruden et statslige bloktilskud til amternes naturforvaltning, ydes der også statslige tilskud til amtsprojekter der overstiger 500.000 kr. En række amter har f.eks. genetableret enge som led i naturgenopretningsprojekter, og anvender etableringstilskud til opsætning af hegn og evt. til vandingsfaciliteter til dyrene. Modtagelse af naturforvaltningsmidler kan endvidere ske ved at lodsejeren sælger arealer til Skov og Naturstyrelsen, hvor der i større projekter kan udføres jordfordeling og mageskifter, for at opnå en økonomisk hensigtsmæssig allokering af markerne. I en række tilfælde ønsker landmændene at indgå i naturforvaltningsprojekterne mod et engangsbeløb/kompensation. I de fleste tilfælde er der fastsat øvre grænser for disse beløb, f.eks. i tilknytning til retablering af vådområder.

Praksis for fordeling af tilskud mellem aktører er forskellig i amterne. Nogle amter anvender enkle licitationsprocedurer i aftaleindgåelsen, fx Fyns amt. I Roskilde amt har man prioriteret nogle få indsatsområder, med argumentet om at naturen på langt sigt opnår det største udbytte af de investerede ressourcer ved at koncentrere disse (Handlingsplan for naturforvaltning, Roskilde amt, 1994, p. 5- 10), mens en sådan prioritering ikke er f.eks. ikke foretaget i Viborg Amt.

Boks 4. Mål og effekter i den nye Landdistriktsordning

Overordnede politiske mål	Konkrete styringsmål (operationelle mål)	Forventet effekt
<ul style="list-style-type: none">• at minimere kvælstofudvaskningen• at beskytte mod erosion• at forbedre forholdene for den vilde flora og fauna omkring produktionsarealet• at varetage biologiske og kulturhistoriske hensyn	<ol style="list-style-type: none">1. forventet stigning på 80.000 ha økologisk drevet areal indtil 20032. 8000 ha våde enge3. stigning på 88.000 ha MVJ aftaler, dvs. i alt 160.000 ha i 2003, for at beskytte det åbne vandmiljø4. 19.000 ha landbrugsjord under drikkevandsforanstaltninger i 2003, og 71.400 i 20065. 10 % af fuldtidsbedrifter skal være omfattet af aftale i 20066. plantning af 700 km flerrækkede hegn i kollektive plantninger for at modvirke erosion, 0,7 plantninger individuelt og 50 ha biotopforbedrende plantninger7. beskyttelseszoner langs vandløb og søer forventes at omfatte 50.000 ha i 2006, heraf 8.000 sprøjte- og gødskningsfri randzoner8. 4000 ha skovrejsning på landbrugsarealer	<ol style="list-style-type: none">1) Reduceret N udvaskning 800 ton /år2) samlet reduktion N-udvaskning på 2.800 ton3) reduktion i N-udvaskning på 410 ton/år4) reduceret N udvaskning med 410 ton/år i 2003 og 1540 ton/år i 20065) 4000 fuldtidsbedrifter med grønt regnskab – optimeret driftsform6) effekt på N kan ikke beregnes7) 220 ton N/år, samt reduktion i sprøjtning8) 220 ton N/år

Kilde: Egen tilvirkning efter Direktoratet for Fødevareerhverv (tidl. Strukturdirektoratet), 1999.

Boks 5. Auktionssystemer

Der findes flere former for auktionssystemer, som overordnet kan inddeles i åbne og lukkede auktioner. I de åbne auktioner kan deltagerne ændre deres bud løbende i erkendelse af andre deltagers bud. I de lukkede auktioner byder deltagerne uden at kende de andres bud med sikkerhed. De lukkede bud vil være de relevante i sammenhæng med naturforvaltning svarene til det, der kendes fra licitationsordninger.

Indenfor de lukkede bud er der forskellige former, f.eks. den engelske auktion, der er velkendt fra kunstauktioner. Auktionarius annoncerer en maksimal pris for et miljøgode, som det offentlige ønsker at en eller flere landmænd skal producere, hvorefter de deltagende landmænd annoncerer stadig faldende priser, som de vil udbyde miljøgodet til, indtil der kun er en byder tilbage. Den hollandske auktion, der kendes fra bl.a. bogudsalg, foregår på sin vis omvendt. Her er det den offentlige myndighed der annoncerer alle budene. Auktionarius starter med at annoncere en meget lav pris, som det offentlige vil betale for et givet miljøgode. Til denne pris forventer auktionarius ikke at nogen vil slå til, så herefter hæves prisen indtil en eller flere bydele annoncerer, at den pris vil de gerne levere naturgodet til. Herefter udvælges så eventuelt en eller flere af udbyderne.

I sammenhæng med naturforvaltning kan en sådan auktion foregå ved, at det offentlige annoncerer at de efterspørger udbydere af et eller flere naturgoder, f.eks. drift af vedvarende græsarealer, offentlig adgang hertil osv., evt. med en række specifikationer. Herefter får landmænd så muligheden for at indsende bud på, hvad de kræver for at levere dette, hvorefter de(n) der kræver mindst får lov til at reducere anvendelsen til den pris, de(n) har opgivet. Evt. kan vinderen af auktionen modtage et andet beløb, end hvad han selv har krævet, hvilket kan modvirke strategiske bud. De forskellige former for auktioner kan varieres efter behov gennem nærmere auktionsdesign (Baneth, 1994). Den offentlige myndighed kan f.eks. annoncere en pris, som er den højeste man vil acceptere for tilvejebringelse af naturgodet. Af andre muligheder kan nævnes, at auktionens tidsperspektiv kan varieres, der kan skabes mulighed for, at aftalen kan annulleres før egentligt udløb, der kan opkræves et deltagergebyr af varierende størrelse og endelig kan prisen på naturgodet eksempelvis defineres som afhængig af budene og målopfyldelsen. I det sidste tilfælde kan man forestille sig den mulighed, hvor det tilskud, som landmanden modtager, er udregnet som et vægtet gennemsnit af hans bud og et tilskudsbeløb, der repræsenterer de politiske præferencer for de forskellige naturgoder.

Boks 6. Empiriske erfaringer med auktioner

Både engelske og amerikanske ordninger til naturbeskyttelse i relation til landbrugsdrift er baseret på auktioner. I tilknytning til analyser af disse ordninger eksisterer der en ekstensiv litteratur vedrørende auktionsformer appliceret på landbruget (jf. Latatz-Lohman, 1997, Latatz-Lohman & van der Hamsvoort, 1998; Hodge, 1991; Vukina et al., 2000; Abiltrup, 1999). Indenfor generel auktionsteori findes en omfattende litteratur (jf. Klemperer, 1999).

I CRP programmet, som er beskrevet af bl.a. Vukina et al (2000), og som har gennemgået ganske store ændringer siden starten i 1985, bliver der givet kompenserende tilskud til landmænd for handlinger som f.eks. plantning af træer, miljøvenlig dyrkning af græs, etc. I 1985 var programmets målsætning reduktion af erosion, hvor formålet med programmet var at motivere landmænd til at tage erosionsudsatte arealer ud af intensiv produktion. Kriterierne for at vinde et bud i auktionerne var dels at arealerne skulle være beliggende i en erosionsudsat zone, og dels at budet var under et på forhånd fastsat niveau per ha. Fra 1990 er målsætningerne udvidet til også at omfatte vandmiljøkvalitet, fra 1996 også biodiversitet. Aftaleperioden er 15-20 år. Auktionerne baseres på miljøpoints og bud fra landmændene, dvs. de byder deres reservationspris for deltagelse i ordningerne per ha, og miljøpoints beregnes som en sum af de forskellige typer det kan indgås aftale om (index). Fra 1996 er dette index kendt for landmændene (Vukina et al, 2000). I rangeringen kombineres miljøindex og bud. Et problem i programmet er at landmændene har lært den øvre grænse for budene at kende gennem erfaring, og derfor tenderer budene mod at ligge på dette niveau. Hvad deltagelsen angår har programmet været meget succesfuld, i det målet var 16-18 mill. ha. under aftale, og i 1995 var der 15 mill. ha under aftale.

Det engelske system indgår i *the Countryside Stewardship Programme (CSP)* (Hodge 1991, Hanley et al 1996, DGVI Kommissionen 1998, Hanley et al 1998). CSP er et af de større programmer i England (Hanley, 1998), og har til formål at beskytte natur- og landskabshensyn i det åbne land (the "wider countryside"). Programmet bygger på et pointsystem for kvaliteten af f.eks. hedearealer og græsarealer, og kontrakter er udliciteret (Hodge, 1994). Kompensationen ydes i form af faste tilskud, og landmændene kan byde ind med omfang og kvalitet af de specifikke naturgoder. Denne form for auktioner er målrettet, da det kun er på forhånd specificerede naturgoder som kan indgå i auktionen, og samtidigt er der en øvre grænse for udbetalingerne, idet tilskuddene er faste.

Boks 7. Opgørelse af reguleringsomkostningerne

I det viste eksempel (tabel 4.1) er omkostningerne ved ekstensivering af landbrugsdriften opgjort som de velfærdsøkonomiske omkostninger i form af reduceret jordrente fra landbrugsproduktionen. Helt grundlæggende bør alle produkter samt forbruget af alle ressourcer, som har en værdi i alternativ anvendelse, således indgå i opgørelsen af regulerings omkostninger. Dette er i Møller et al. (2000) beskrevet som: "*de økonomiske konsekvenser omfatter goder, som omsættes på et marked og dermed har en markedspris*", og efterfølgende inddrages de forskellige typer af omkostninger i grupperne: markedsomsatte goder; produktionsfaktorer; råstoffer; øvrige markedsomsatte producerede goder og råvarer. Foruden jordrentetabet vil der i praktiske projekter eller reguleringer ofte også være tale om omkostninger i forbindelse med projektering, implementering og evaluering (også kaldet transaktions- og administrationsomkostninger), og disse bør indgå i de velfærdsøkonomiske analyser på lige fod med det øvrige ressourceforbrug (se også DØR, 2000). Dette kræver dog, at der er klarhed om omfanget af disse aktiviteter, dvs. at der foreligger en fuld "projektbeskrivelse" for den praktiske udformning af reguleringen, hvilket sjældent er tilfældet ved mere hypotetiske scenarieberegninger.

Foruden effekterne på de markedsomsatte goder, omfatter den velfærdsøkonomiske omkostningseffektivitets-analyse principielt også en monetær opgørelse af de afledte effekter på andre miljø- og naturgoder end de, som er målet for reguleringen. En værdisætning af disse afledte eksternaliteter kræver to forudsætninger opfyldt. Først skal effekterne være kvantitativt velbeskrevne på grundlag af naturvidenskabelige studier, og dernæst skal der foreligge relevante prissætningsstudier, som kan anvendes til den monetære opgørelse, f.eks. i form af såkaldt *benefit-transfer* (se Dubgaard et al., 2001 for et eksempel herpå). Ofte er der ikke et tilstrækkeligt solidt grundlag til værdisætning af miljø- og natureffekterne - hverken vedr. første eller andet forudsætning - men som minimum bør der foretages en kvalitativ beskrivelse af disse.

Foruden de velfærdsøkonomiske omkostninger, som har til formål at belyse konsekvenserne for samfundets nytte/forbrugsmuligheder af en given ændring eller regulering, vil det også være relevant at gennemføre to andre typer økonomiske opgørelser omfattende de budgetøkonomiske og nationaløkonomiske omkostninger (Møller *op cit.*). De budgetøkonomiske omkostninger omfatter en pengestrømsanalyse baseret på markedspriser, som viser de økonomiske konsekvenser for offentligt finanser, virksomheder og for husholdningerne. Dette betyder, at nationale fiskale omfordelinger (f.eks. kompensationer, skatter og afgiftsprovenuier) er inkluderet i den budgetøkonomiske analyse i modsætning til i den velfærdsøkonomiske. Den budgetøkonomiske analyse omfatter således de fordelingsvirkninger, som ofte tillægges en væsentlig betydning ved politikudformningen. Igen skal det her påpeges, at ligesom ved opgørelse af de velfærdsøkonomiske omkostninger kræves der en nøje beskrivelse af reguleringens praktiske udformning, såfremt andre omkostninger end de direkte produktionsrelaterede kan beregnes.

Sidst skal de nationaløkonomiske effekter omtales. Disse omfatter – som navnet antyder – effekterne på centrale nationaløkonomiske størrelser som BNP, beskæftigelse og betalingsbalance. Disse omkostninger har primært relevans i forbindelse med analyser af tiltag, som har virkninger udover, hvad der kan betegnes som marginale, dvs. hvor ændringerne har konsekvenser for ressourceudnyttelsen på sektor eller nationalt niveau, og således må forventes at påvirke de relative priser med deraf *afledte effekter* på produktionsomfanget og –strukturen.

I forbindelse med en miljøøkonomisk vurdering af forskellige styringsmidlers omkostningseffektivitet, er det de velfærdsøkonomiske effekter som er centrale, idet de er sammenlignelige med de *benefits* i form af de natur- og miljøgoder, som reguleringen frembringer. Dette understreger samtidigt begrænsningen i den miljøøkonomiske analyses bidrag til beslutningsgrundlaget, idet både budget- og nationaløkonomiske effekter, samt andre "ikke-økonomiske effekter" såsom etiske overvejelser om lighed og retfærdighed ved reguleringen ofte spiller væsentligt ind ved beslutningstagningen.