

Vurdering af styringsmidler i naturpolitikken

I artiklen gennemgås og diskuteres forskellige kriterier til vurdering af omkostnings-effektiviteten af styringsmidler i naturpolitikken. Endvidere gives der forslag til opdeling af naturgoder i tre kategorier med henblik på at systematisere vurderingen af valg af styringsmidler.



■ **Jesper S. Schou**
Det Økonomisk Råds Sekretariat



■ **Berit Hasler**
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet



■ **Lars Gaarn Hansen**
Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet

Naturpolitikens økonomiske udgangspunkt

Udgangspunktet for en økonomisk analyse af naturpolitiske styringsmidler er forudsætningen om, at politikken skal tilrettelægges således, at det velfærdøkonomiske udbytte af samfundets aktiviteter bliver størst muligt under hensyntagen til, at der kun er en begrænset mængde ressourcer til rådighed. Sammenhængen mellem produktion og natur beskrives i den miljøøkonomiske analyse således, at de enkelte agents 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 beslutningstagen. Derfor vil produktionen i den uregulerede økonomi føre til en velfærdsforringelse, idet det privatøkonomisk optimale produktionsomfang vil afvige fra det samfundøkonomisk optimale.

Forekomsten af eksternaliteter indebærer derfor, at der er behov for justering af markedsmekanismerne. Ofte vil dette ske i form af

offentlig regulering i form af afgifter, etablering af markeder for forurening, fastsættelse af standarder for produktionsaktiviteter eller lignende. Da der både forekommer positive og negative eksternaliteter, kan formålet med reguleringen både være at stimulere eller begrænse påvirkningen af naturgoderne.

Regulering af naturgoder

Naturgoder dannes i et samspil mellem biologiske, hydrologiske og andre naturgivne forhold 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. Denne forskel har betydning for valg af styringsmidler og for reguleringsomkostningerne. Således vil et kriterium om fleksibilitet normalt kunne gives høj prioritet ved valg af styringsmidler til regulering af et miljøproblem, i de tilfælde hvor det ikke er afgørende præcist, hvor belastningen reduceres.

I den økonomiske litteratur er der identificeret og foreslået en lang række kriterier, som kan lægges til grund for vurderingen af valg af miljø- og naturpolitiske styringsmidler. I udgangspunktet er der typisk tale om en afvejning af miljømæssig præcision (målretning) og omkostninger, men med udgangspunkt i anbefalinger fra OECD (1999) samt Latacz-Lohmann (2001) og Baumol & Oates (1988) er der opstillet følgende fire kriterier for valget af styringsmiddel:

- **Målretning**, dvs. at styringsmålet bør være så tæt på de overordnede målsætninger som muligt.
- **Fleksibilitet**, dvs. at aktørernes muligheder for at tilpasse sig reguleringen 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.

Det er væsentligt for omkostningseffektiviteten, at styringsmidler målrettes præcist mod de mest 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 som muligt 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. Dette står i modsætning til kriteriet om fleksibilitet samt øger behovet for kontrol af aktørens handlinger. Begge forhold fører til, at reguleringens omkostninger øges.

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, f.eks. således at det ikke bliver uoverkommeligt at bevise, at en overtrædelse har fundet sted og sanktioner kan effektueres. Dermed kan der opstå en konflikt i forhold til målretningskriteriet, idet opstilling af verificerbare styringsmål kan betyde, at afstanden til de overordnede miljømålsætninger må øges.

Der er dog flere muligheder for at opløse verificerbarhedskravet ved passende valg af styringsmiddel. Hvis et ansvarsforhold er svært at påvise, kan bevisbyrden placeres hos aktøren ved at bruge tilskud som styringsmiddel, men 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 frit opsigelig fra myndighedens side. Så længe myndighederne kan observere (usikre indikatorer for) manglende overholdelse kan kontrakten opsiges selv om den manglende overholdelse ikke kan verificeres.

I de tilfælde hvor egenskaber ved et naturgode - et areal, en lokalitet eller en art, er unikke, og der er en stor samfundsmæssig nytte forbundet med beskyttelse af naturgodet, er stor sikkerhed for beskyttelse afgørende for omkostningseffektiviteten. I sådanne tilfælde er sikkerheden for, at naturgodet beskyttes altafgørende, medens omkostningerne herved er mindre betydende.

De ovenfor nævnte forhold kan struktureres ved at inddele naturgoder i tre kategorier som afspejler, hvilke krav der er til sikkerheden for at specifikke handlinger udføres og/eller behovet for beskyttelse:

- 1) Unikke naturgoder**
- 2) Karakteristiske naturgoder**
- 3) Generelle naturgoder.**

■■■
Note 1 Dette er naturligvis relativt - en gammel skov kan ikke her-og-nu erstattes af et nyt skovrejsningsområde, og et nyetableret naturområde kan være mere værd for samfundet, hvis det ligger tæt på en by og kan opfylde rekreative behov, end hvis det ligger i et område med lav befolkningstæthed.

Første niveau er knyttet til irreversible processer, som besidder egenskaber eller karakteristika, hvor ændringer er uacceptable for nuværende og/eller fremtidige generationer, dvs. hvor der kræves stor sikkerhed for at en specifik tilstand opretholdes et bestemt sted. Eksempler kunne være et overdrev med en registreret lang, ekstensiv driftshistorie, eller en naturskov, der har stået urørt i en længere årrække. Et sådan naturgode kan også beskrives som kritisk naturkapital (jf. DØR, 2000), forstået således, at det ikke kan flyttes eller substitueres ved etablering af et nyt, og at det vil medføre betydeligt velfærdstab at miste det.

Niveau to omfatter naturgoder med karakteristika og kvaliteter, der er forholdsvis udbredte men alligevel specifikke for bestemte kombinationer af lokaliteter og produktionsformer. Dette kan eksempelvis gælde for vådområder eller afgræssede ådale, hvis kvalitet er afhængig af såvel jordbund, hydrologi og landbrugsdrift - i dette tilfælde dræningstilstand og græsning. Et andet eksempel kan være etablering af større faunakorridorer, hvor sammenhængen til naturområder, som er levested for bestemte arter, er afgørende. Denne type gode kan i et vist omfang meningsfuldt ny- og genetableres og derved indgå i substitution med andre naturgoder, såfremt det sker, hvor de naturgivne forudsætninger er til stede.

Niveau tre omfatter naturgoder, der ikke er knyttet til bestemte lokaliteter eller en bestemt produktion. Eksempler kan være skovrejsning, vedvarende græsmarker med kreaturer, og småbiotoper som læhegn og brakmarker. Disse naturgoder kan meningsfuldt nyetableres og indgå i substitution med andre (natur)goder.¹

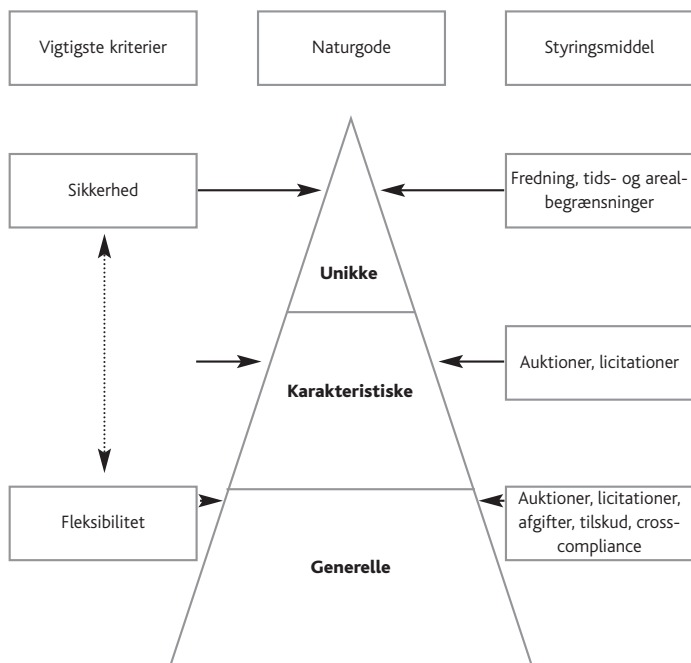
Snitfladen mellem kritiske og karakteristiske naturgoder er central, og adskiller naturgoder, som ikke kan indgå i substitution med andre goder, fra naturgoder, som kan indgå i substitution. Snitfladen mellem karakteristiske og generelle goder er mere et spørgsmål om graden af udbredelse og substituerbarhed.

Valg af styringsmidler

De tre ovennævnte typer af naturgoder er illustreret i figur 1, hvor valg af styringsmiddel (højre side af figuren) er relateret til styringsmål (midt) og vigtigste vurderingskriterier ved valg af styringsmiddel (venstre side). Pyramideformen indikerer, at de unikke naturgoder, der kræver en høj sikkerhed for beskyttelse af det enkelte gode, fylder arealmæssigt mindst, medens de karakteristiske og generelle i sagens natur har en væsentlig større udbredelse.

Ved unikke naturgoder vil rigide styringsmidler være effektive, f.eks. implementeret via fredning, offentlig erhvervelse eller lignende. I visse tilfælde vil tids- og arealmæssige begrænsninger også være effektive, f.eks. ved beskyttelse mod færdsel i yngleperioden i områder med sjældne arter. Disse styringsmidler vil, forudsat en effektiv håndhævelse, give en høj sikkerhed for at naturgodet beskyttes. Idet der er tale om goder med meget høj velfærdsøkonomisk værdi, er styringsmidler-

Figur 1: Sammenhæng mellem karakteristik af naturgoder og valg af styringsmidler



nes 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.

Rigide styringsmidler vil derfor ofte være omkostningseffektive i forhold til at beskytte unikke naturgoder. Men lige så afgørende er det at sikre en effektiv håndhævelse og derfor bør valget af styringsmiddel baseres på en vurdering af den samlede sikkerhed, som et styringsmiddel og det tilkoblede håndhævelsessystem giver. Endvidere kan det være 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. afgræsning af overdrev. Det vil sige, at omkostningerne ved driften kan reduceres på grundlag af en licitation, hvortil landmænd eller andre aktører (f.eks. private græsningslaug) giver et 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 en høj sikkerhed for beskyttelse, kan de omkostningsreducerende egenskaber ved fleksible styringsmidler alligevel anvendes ved tilrettelæggelsen af driften af arealet.

For de karakteristiske naturgoder kan auktions- og licitationsordningerne have et potentiale for at være omkostningseffektive, idet de mulig-

gør 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.

Auktioner, licitationer og afgifter vil ligeledes kunne være omkostningseffektive, når der gælder tilvejebringelse af generelle naturgoder. Erfaringerne taler 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. Ved faste tilskud vil der dog være en betydelig risiko for overkompensation fordi alle deltagende landmænd modtager samme tilskud, selv om landmændenes reservationspris kan variere meget.² Auktioner kan omvendt designes så risikoen for overkompensation reduceres.³ Endvidere viser erfaringer fra de MiljøVenlige Jordbrugsordninger, at en række tilskud er fastsat for lavt. Dermed får tilskudsordningen ikke den tilsigtede tilslutning, hvorved naturmålsætningerne ikke nås. Dette gælder fx tilskud til randzoner i regi af VMPIII, og problemet med at afdække landmændenes reelle reservationspris kunne bl.a. undgås ved auktioner.

Konklusion og perspektivering

Afgørende for såvel effekter og omkostninger ved naturpolitikken er den rigtige indplacering af et givet naturgode inden for den foreslåede kategorisering – og navnlig placeringen i eller uden for kategorien unikke naturgoder. Den fleksibilitet, der må gives afkald på, når et naturgode flyttes op i pyramiden (jf. figur 1), kan medføre en betydelig forøgelse af reguleringsomkostningerne, hvorfor karakteristikken har væsentlig betydning for prioriteringerne i naturpolitikken. Der er behov for at udvikle systematiske og gennemskuelige metoder til at udvælge unikke naturgoder.

■ ■ ■

Note 2 For eksempel i Schou og Abildtrup (2004) og (Schou et al., 2005) er der foretaget en modelberegning af indtjening mm. på samtlige landbrugsbedrifter i kommunerne Bjerringbro og Hvorslev til brug for analyser af forskellige ændringer i landbrugets arealanvendelse. Det vægtede gennemsnitlige årlige tab af velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha marginaljord blev opgjort til ca. 4.800 kr., men der blev identificeret en betydelig variation omkring dette gennemsnit. Således havde 25 procent af bedrifterne en jordrente over gennemsnittet, medens jordrenten for de resterende 75 procent bedrifter ligger under.

Note 3 Det kan være 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 velfærdsøkonomisk set omkostningseffektiv fordeling af naturindsatsen – men som regel også til overkompensation (informatonsrente) og dermed højere offentlige udgifter end ideelt set nødvendigt. Der kan være både fordelings- og skattepolitiske grunde til at ønske overkompensation reduceret mest muligt, hvilket bl.a. kan ske ved at sikre konkurrence mellem aktører gennem aftaler/licitation, frem for at anvende ensartede faste tilskud.

Det kan endvidere fastslås, at mere rigide styringsmidler vil være bedst egnet, hvis produktionen af naturgodet er specifik i forhold til tid og sted, og det enkelte gode derfor kræver en høj sikkerhed for beskyttelse. Dette gælder vel og mærke hvis god og effektiv håndhævelse kan sikres – hvis dette ikke er tilfældet, kan et fleksibelt styringsmiddel være at foretrække. Et fleksibelt styringsmiddel vil være velegnet ved produktion eller beskyttelse af karakteristiske eller generelle naturgoder, som ikke er forbundet med et lige så højt behov for beskyttelse af det enkelte naturgode. 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 udlicite 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, f.eks. bredt beskrevet som etablering af afgræsning med et maksimalt græsningstryk. Der er desuden behov for analyser af omkostninger og håndhævelsessikkerhed ved forskellige typer af regulering navnlig i forhold til auktions- og licitationsordninger.

■ ■ ■

Referencer

- Baumol, W.J. & Oates, W.E. 1988: The theory of environmental policy. Second edition, Cambridge University Press.
- DØR. 2000: Dansk økonomi efterår 2000 – naturforvaltning og biologisk mangfoldighed. Det Økonomiske Råd, formandskabet.
- Latacz-Lohmann, U. 2001: A policy decision making framework for devising optimal implementation strategies for good agricultural and environmental policy practices. OECD.
- OECD 1999: A matrix approach to evaluating policy. COM/AGR/CA/TD(99)117/FINAL, Paris.
- Schou, J.S. & J. Abildtrup. 2004. Miljøøkonomiske analyser af scenarier for landbrugets arealanvendelse. I Hansen, J.F. (red): Arealanvendelse og landskabsforvaltning. Fremtidsperspektiver for natur, jordbrug og arealforvaltning. Danmarks Jordbrugsforskning. Markbrug nr. 110, pp. 91-96.
- Schou, J.S., B. Hasler & L.G. Hansen. 2005. Styringsmidler i naturpolitikken - Miljøøkonomisk analyse. Faglig rapport fra DMU, nr. 564.



Miljøvurdering på økonomisk vis

Kirsten Halsnæs, Peder Andersen & Anders Larsen (red.)

Denne bog repræsenterer *State of the Art* inden for dansk, miljøøkonomisk forskning og udredningsarbejde. Med udgangspunkt i aktuelle danske og internationale miljøområder gennemgår bogen en række metodiske og analytiske problemstillinger, der er forbundet med anvendelse af økonomiske principper i miljøpolitikken.

Bogen tager udgangspunkt i en række aktuelle, danske og internationale miljøområder, der omfatter vandmiljøplaner, vandforsyning, arealanvendelse, sundhed, økologiske varer, miljømærkning og forbrug, makroøkonomi, klimapolitik og handel.

Bogen indeholder også en diskussion af metodemæssige problemstillinger som f.eks. bæredygtig udvikling og økonomisk vækst, etik, værdisætning af miljøpåvirkning samt økonomiske styringsmidler.

Emnerne er dækket af førende danske miljøøkonomer fra universiteter, sektorforskningsinstitutioner og Det Økonomiske Råd i samarbejde med internationale samarbejdspartnere.

“... nok én af de vigtigste udgivelser på dansk i 2007...”
Ejvind Larsen, Information

I. udg. 2007 · 416 sider, hæftet · Kr. 430,- inkl. moms · 978-87-574-1292-5