

KAPITEL I

SØER, VANDLØB OG KYSTNÆRE VANDE

I.1 Indledning

Vand er en forudsætning for livet på jorden, og et godt vandmiljø bidrager væsentligt til menneskelig velfærd. I mange regioner i verden er knaphed på vand et stort samfundsmæssigt problem, men i Danmark knytter problemerne sig overvejende til vandkvaliteten som følge af tab af næringsstoffer og miljøfremmede stoffer til vandmiljøet.

Vand som et gode

Vand har betydning for velfærden, da det er basis for en række goder. Grundvand – og i mindre grad fersk overfladevand – danner grundlaget for den danske vandforsyning til drikkevand og vand til virksomhedernes produktion. Overfladevand, dvs. vandløb, søer, fjorde og hav, er et centralt element i den danske natur. Det giver herlighedsværdier og mulighed for rekreative aktiviteter, ligesom gode leveforhold for dyr og planter i vandmiljøet bidrager positivt til velfærden.

Forudsætning for erhvervsaktivitet

Vandressourcerne er også en forudsætning for en række erhvervsaktiviteter som fiskeri, dambrug og havbrug. I 2006 var der ca. 1.100 erhvervsfisker-fartøjer, hvoraf $\frac{2}{3}$ var mindre fartøjer med en gennemsnitlig omsætning på ca. 200.000 kr., samt godt 180 akvakultur-virksomheder, jf. Fødevarøkonomisk Institut (2007 og 2008). De tre erhverv havde i 2007 en samlet produktion på 3,5 mia. kr., hvoraf fiskeriet stod for godt 75 pct. Dette svarer til 0,1 pct. af den samlede danske produktionsværdi. Der var omkring 1.400 fuldtidsansatte i den primære fiskerisektor.

Kapitlet er færdigredigeret den 16. februar 2009.

Negative effekter ved fysiske reguleringer og tab af stoffer	Negative miljøpåvirkninger af overfladevand knytter sig til flere faktorer. Fysiske reguleringer, som dræning, afvanding af søer og fjorde og oprensning, udretning, rørlægning og fysiske spærringer af vandløb, har direkte betydning for levevilkårene for dyr og planter samt mulighederne for menneskelig anvendelse af vandområderne. Tab af næringsstoffer fra landbrug og spildevand fører til ændrede vækstvilkår for planter og alger med konsekvenser for de dyrearter, som lever i og omkring vandet. Påvirkning med miljøfremmede stoffer som pesticider og andre kemikalier kan have skadelig effekt på dyr og planter samt forringe kvaliteten af grundvandsressourcen.
Tidligere analyser om "Vand og Natur"	"Vand og Natur" var genstand for analyse i Det Økonomiske Råd (2004). Her blev givet en bred gennemgang af de centrale problemstillinger ved vandforvaltning i Danmark. Endvidere blev den danske vandsektor, herunder drikkevandsforsyningen og reguleringen af landbrugets pesticid-anvendelse, analyseret nærmere.
Nye EU-mål for vandmiljøet	Siden da er EU's vandrammedirektiv blevet udmøntet i dansk lovgivning. Direktivet fastsætter mål om en god kemisk og økologisk tilstand i søer, vandløb, fjorde, kystnære havområder og grundvand. Dette er afgørende forskelligt fra målene om reducerede udledninger i de hidtidige danske vandmiljøhandlingsplaner. Målene er således flyttet fra påvirkning til tilstand. Desuden vil opfyldelsen af målene i Vandrammedirektivet kræve en ekstra indsats udover, hvad der hidtil er gennemført og planlagt. Indsatsen skal godkendes af EU-kommissionen og består bl.a. af udarbejdelse og gennemførelse af indsatsplaner på lokalt og regionalt niveau.
Fokus på mål for søer, vandløb og kystområder	I dette kapitel analyseres de økonomiske aspekter ved at nå Vandrammedirektivets mål for miljøtilstanden af overfladevand, dvs. der fokuseres på reduktion af kvælstof- og fosforudledningerne samt opfyldelse af målene for vandløb. For grundvand viser Vandrammedirektivets basisanalyser, at der udestår væsentlige udfordringer primært i relation til pesticidbelastning samt lokale problemer med overudnyttelse af grundvandsressourcen, jf. afsnit I.2. Disse problemer

behandles ikke i kapitlet, idet der bl.a. kan henvises til kapitel II samt analyserne i Det Økonomiske Råd (2004).

Analyser af styringsmidler

I kapitlet analyseres konsekvenserne af Vandrammedirektivet fra flere synsvinkler. Først ses på, hvorledes målene for overfladevand kan opfyldes mest omkostningseffektivt, dvs. hvilke tekniske virkemidler som forventes især at komme til at indgå i indsatsplanerne. I forlængelse heraf diskuteres direktivets bestemmelser om, at målene kan afviges, og at tidsfristerne for målopfyldelse kan udskydes. Dernæst foretages en vurdering af, hvorledes det kan sikres, at de relevante virkemidler bliver bragt i anvendelse inden for Vandrammedirektivets tidsfrister.

Nationale konsekvenser og finansiering af indsatsen

Sidst ses på Vandrammedirektivets samfundsøkonomiske konsekvenser, dvs. hvorledes de forventede ændringer i landbrugsproduktionen vil påvirke den samlede landbrugssektor og øvrige sektorer. Desuden vurderes det, hvorledes finansieringen af Vandrammedirektivet kan tænkes gennemført bl.a. med udgangspunkt i EU's landbrugsordninger, herunder navnlig ordningerne i landdistriktsprogrammet.

I.2 Den danske vandforvaltning

Anvendelsen og påvirkningen af vand har været reguleret i Danmark gennem en årrække. I det følgende gennemgås de væsentligste dele i den hidtidige danske vandforvaltning, hvorefter EU's Vandrammedirektiv gennemgås.

Forbrug af vand

Grundvand

Indvinding af grundvand kræver tilladelse fra kommunerne, og der er fastsat teknisk bestemte grænseværdier for indholdet af miljøfremmede stoffer i drikkevandet. Forvaltningen af grundvandsressourcen er primært udlagt til de lokale vandværker, der har til opgave at udarbejde indsatsplaner for indvinding af grundvand, ligesom de gennemfører konkrete beskyttende foranstaltninger i deres indvindingsområde. Derudover findes en national regulering af pesticid- og gødningsanvendelsen i Pesticidhandlingsplanen og Vandmiljøplanerne, der bl.a. bidrager til at reducere den

overordnede belastning af grundvandet med nitrat og pesticider.

Vandforbrug er faldet

Ses der på anvendelsen af vand i Danmark, findes der overvejende statistik på forbrug af grundvand. I 2004 var den samlede indvinding af grundvand på 665 mio. m³, hvoraf husholdningerne forbrugte halvdelen. Ca. $\frac{2}{3}$ af grundvandsindvindingen sker på offentlige vandværker, mens resten er egen-indvinding for industri og landbrug. Indvindingen af grundvand til forbrug er faldet med ca. $\frac{1}{3}$ fra starten af 1990'erne og frem til 2004.

Seneste samlede statistik er fra 2004

I forbindelse med strukturreformen blev ansvaret for indsamling af data for grundvandsindvinding flyttet fra de tidligere amter til kommunerne. Dette har betydet, at der er reduceret væsentligt i dataindsamlingen. Således er den seneste samlede statistik på området fra 2004, mens den senest offentliggjorte statistik fra 2005 kun omfatter indvinding fra vandværker og ikke egen-indvinding i industri og landbrug.

Ny vandlov: gennemsigthed i vandsektorens priser

Økonomiske aspekter af vandsektoren – dvs. drikkevandsforsyningen og behandlingen af spildevand – blev analyseret i Det Økonomiske Råd (2004) og behandles derfor ikke videre her. Det kan nævnes, at der i 2008 blev fremsat forslag til en ny Vandsektorlov, som forventes vedtaget i 2009. De væsentligste ændringer vedrører, at hvile-i-sigselv princippet for prissætning i vandforsyningen afløses af et benchmarking-system i kombination med et centralt fastsat prisloft. I denne forbindelse skal vandforsyningen udskilles fra kommunerne i selvstændige selskaber, og der indføres ensartede regler for regnskabsføring, således at der sikres et ensartet sammenligningsgrundlag. Disse ændringer stemmer nogenlunde overens med anbefalingerne i Det Økonomiske Råd (2004).

Vandmiljøplanerne

Miljøregulering af overfladevand

Regulering af belastningen af overfladevand blev introduceret i 1985 med NPO-handlingsplanen (N: kvælstof; P: fosfor; O: organisk stof). Siden fulgte de tre Vandmiljøplaner i henholdsvis 1987, 1998 og 2004 (henholdsvis VMP I,

VMP II og VMP III) samt Handlingsplan for Bæredygtigt Landbrug i 1991. For alle planerne har fokus overvejende været på at reducere udledningen af næringsstoffer til vandmiljøet. Den 3. og seneste Vandmiljøplan (VMP III) løber fra 2005 til 2015 med evalueringer i 2008 og 2011. Den første evaluering blev afsluttet i december 2008, og det blev konkluderet, at effekten indtil nu er usikker, jf. Waagepetersen m.fl. (2008).

Fokus på reduktion af udledningerne

Et gennemgående træk ved de hidtidige handlingsplaner er, at de har fokuseret på den ønskede reduktion af udledningerne og i mindre grad har forholdt sig til, hvilke ændrede effekter – endsige hvilken tilstand – som skulle resultere af indsatsen. De gældende nationale mål blev introduceret i VMP I i form af en 50 pct. reduktion af kvælstofudledningen og en 80 pct. reduktion af fosforudledningen til vandmiljøet. Begge reduktionssatser opgøres i forhold til udledningen i 1984. Disse mål blev vurderet opfyldt ved slutevalueringen af VMP II og fulgt op med et mål i VMP III om en yderligere 13 pct. reduktion af kvælstofudvaskningen, halvering af fosforoverskuddet i landbruget samt et mål om etablering af randzoner langs vandløb og søer med henblik på reduktion af fosforudledningen.¹ At målene er formuleret over for landbruget afspejler den generelle opfattelse, at reguleringen over for punktkilder (især spildevand) har været effektiv, og at det vurderes, at yderligere reduktioner fra disse kilder er uforholdsmæssigt dyre med den kendte teknologi.

Udviklingen i kvælstofudvaskning

Ved iværksættelsen af VMP I blev landbrugets kvælstofudledning til vandmiljøet i 1984 vurderet til 260.000 ton pr. år, jf. Grant og Waagepetersen (2003). Heraf udgjorde udvaskning fra rodzonen 230.000 ton pr. år.² Samlet blev der fastsat et reduktionsmål på 127.000 ton årligt, hvoraf reduk-

- 1) Det er væsentligt at skelne mellem fosforudledning og fosforoverskud. Udledningen er den del af fosforen, som ender i vandmiljøet. Overskuddet er forskellen mellem tilført og fraført fosfor. Bl.a. fordi der sker en betydelig binding af fosfor i jorden, vil overskuddet være væsentligt større end udledningen, og sammenhængen mellem de to størrelser er kompleks.
- 2) Kvælstofudvaskning betegner kvælstofindholdet i det vand, som forlader rodzonen i dyrkningsjorden.

tion af udvaskningen skulle bidrage med 100.000 ton. Evalueringen af VMP II gav anledning til at revurdere det oprindelige niveau for kvælstofudledningen fra landbruget i 1984 til 311.000 ton pr. år. Som konsekvens heraf blev målsætningen om reduktion af udvaskningen ændret til ca. 143.000 ton pr. år.

**VMP II's
kvælstofmål
vurderes nået**

Endvidere vurderedes iværksatte tiltag at ville føre til yderligere 6.000 ton reduktion årligt ved fuld implementering af VMP II, dvs. der samlet set forventedes en årlig reduktion af kvælstofudvaskningen på 149.000 ton svarende til 48 pct. i forhold til niveauet i midt 1980'erne. Dette vurderes at ligge inden for den oprindelige målsætning givet usikkerheden i opgørelserne, jf. Grant og Waagepetersen (2003).

**Mål om ekstra
reduktion af
kvælstof-
udvaskning**

Målet for VMP III er en yderligere 13 pct. reduktion af kvælstofudvaskningen i 2015, jf. figur I.1a. Såfremt målene kommer til at svare til indmeldingerne fra den danske regering, vil realisering af Vandrammedirektivet kræve en (målrettet) ekstra reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 16.000 ton årligt.

**Halvering af
fosforoverskuddet**

Målet for reduktion af fosforoverskuddet er en halvering i forhold til niveauet på 32.700 ton i 2001/02, dvs. at det skal reduceres til 16.350 ton inden 2015. Fosforoverskuddet i landbruget har udvist en faldende tendens de senere år og blev i statusvurderingen af VMP III i april 2006 opgjort til ca. 23.000 ton i 2007/08, jf. figur I.1b.

**Udvikling i
indsatsen ...**

**... først mod
punktkilder ...**

**... og siden mod
landbrugets diffuse
udledning**

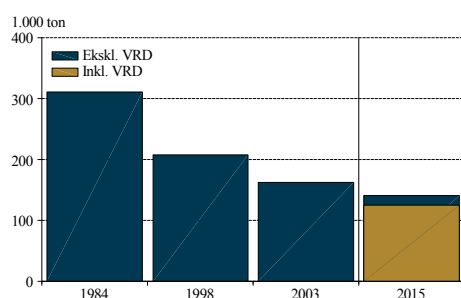
Der gives ikke en udtømmende gennemgang af den indsats, som har været iværksat for at opnå de ønskede ændringer i påvirkningerne, men hovedtrækkene i reguleringen er gennemgået i boks I.1. Over årene er der sket et skift i indsatsen både i forhold til de centrale sektorer og de anvendte virkemidler. Indsatsen i NPO-handlingsplanen og VMP I var især målrettet punktkilder i form af udbygning af rensningsanlæg samt landbrugets opbevaring og anvendelse af husdyrgødning. I VMP II og III er der overvejende tale om tiltag rettet mod landbruget, ligesom der lægges større vægt på arealbaserede tiltag. Virkemidlerne over for landbruget er langt overvejende implementeret i statsligt regi, via Fødevareministeriet og Miljøministeriet. Desuden kan

en del af opnåelsen af målene tilskrives ændringer i regi af EU's fælles landbrugspolitik som braklægning og ændringer af de generelle støtteordninger.

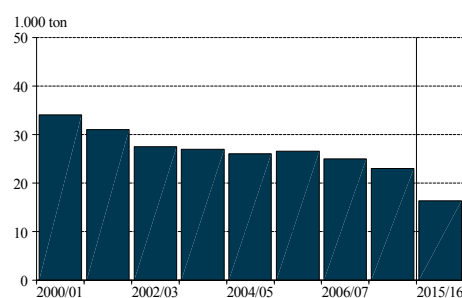
Afgifter på kvælstofgødning og fosfor i foder

Der er endvidere indført afgifter på kvælstofgødning og fosfor i foder. Kvælstofafgiften fra 1998 på 5 kr. pr. kg kvælstof er pålignet kvælstofgødning anvendt uden for jordbrugserhvervene. Afgiften på fosfor på 4 kr. pr. kg fosfor blev indført i 2005 i forbindelse med VMP III aftalen og skal give incitamenter til at reducere overskuddet af fosfor i landbruget. De årlige provenuier fra kvælstof- og fosforafgifterne var i 2007 på henholdsvis 28 og 52 mio. kr.

Figur I.1a Kvælstofudvaskning fra landbruget



Figur I.1b Fosforoverskud i landbruget



Anm.: Niveaueet for kvælstofudvaskningen i 2015 (VMP III inkl. VRD) er baseret på egne beregninger. Den tilsvarende ændring i kvælstofudvaskningen ved en ændring i kvælstofbelastningen af de marine områder på 8.500 ton årligt er beregnet som i scenarie 2, jf. Finansministeriet m.fl. (2007). Der er forudsat, som i Finansministeriet m.fl.s analyse, en retention på 10 pct. for ekstensivering af ådale og 67 pct. for øvrige virkemidler.

Kilde: Grant og Waagepetersen (2003) og Waagepetersen m.fl. (2008).

NPO handlingsplan (1985). Indsatsen i NPO-handlingsplanen var især målrettet punktkilder i form af udbygning af rensningsanlæg samt landbrugets opbevaring og anvendelse af husdyrgødning i planteproduktionen. Bl.a. blev de såkaldte "harmonikrav", dvs. krav om opbevaringskapacitet til husdyrgødning og regler for udbringning af husdyrgødningen på markerne, introduceret.

Vandmiljøplan I (1987). Mål om at reducere udledningen af kvælstof og fosfor til vandmiljøet med henholdsvis 50 og 80 pct. introduceres. Fokus på punktkilder (fosfor fra spildevand) og landbrug.

Vandmiljøplan II (1998). Mål fastholdes, virkemidler strammes, og mål om vintergrønne marker (vinterafgrøder og efterafgrøder) og arealudtagning, f.eks. vådområder, indføres. Der indføres afgrødespecifikke gødningsnormer samt en afgift på kvælstofgødning anvendt uden for jordbrugserhvervene.

Vandmiljøplan III (2004). Mål om halvering af fosforoverskud i landbruget og mål om ekstra 13 pct. reduktion i kvælstofudvaskningen. Der introduceres mål om 50.000 ha randzoner langs vandløb og søer, en afgift på fosfor i mineralsk foder samt udlægning af 180.000 ha bufferzoner med henblik på at forhindre øget ammoniakbelastning til særligt sårbare naturtyper. Endvidere blev der afsat midler til styrkelse af forskningen, bl.a. inden for økologisk produktion og risikokortlægning af risikoarealer med hensyn til kvælstof- og fosfortab.

Effekter på miljø- og naturgoder

Vandmiljøplanernes fokusering på reduktion af udledningerne betyder, at der kun i mindre grad er foretaget en vurdering af de konkrete effekter på vandmiljøet. Der har dog været en generel fokus på overfladevand, især påvirkningerne af de indre farvande (iltsvind), samt – især igennem 1990'erne – nitratbelastning af grundvandet. Påvirkningerne af vandmiljøet er dog bredere end de, som knytter sig til næringsstofudledningen. Således er der historisk set sket væsentlige ændringer og påvirkninger af vandmiljøet allerede i det 19. århundrede med mange landvindingsprojekter. Vandmiljøet påvirkes ligeledes af rørlægning, løbende udgravning og oprensning af vandløb (vandløbsvedligeholdelse) samt indvinding af grundvand til vandforsyningen. Hertil kommer tab af miljøfremmede stoffer, bl.a. pesticider, som påvirker kvaliteten af både overflade- og grundvand. Pesticidanvendelsen reguleres i regi af Pesticid-

handlingsplanen og er således ikke en del af vandmiljøplanerne.

Påvirkninger gennem fysiske ændringer ...

... og udledninger

De nævnte påvirkninger ændrer mængden og kvaliteten af naturgoder knyttet til vandmiljøet. Fysiske ændringer som f.eks. rørlægning af vandløb har effekter på landskabet og de dyr og planter, som lever i vandløbet. Påvirkninger med næringsstoffer ændrer leveforholdene for planterne i vandmiljøet, hvilket videre påvirker dyrelivet, ligesom miljøfremmede stoffer direkte kan påvirke dyr og planter.

Øvrige reguleringer har betydning

Foruden vandmiljøreguleringen er der gennemført regulering af en række øvrige miljøforhold i tilknytning til landbrugssektoren. Dette gælder bl.a. godkendelse af husdyrbrug, EU's NATURA 2000 direktiver (habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet), pesticidhandlingsplan og drivhusgasser, hvor sidstnævnte pt. ikke er reguleret (se kapitel II for en nærmere diskussion heraf). Disse forskellige regler og reguleringer påvirker sammen med markedsudviklingen, landbrugsloven og EU's landbrugsordninger landbrugets produktionsvilkår. Da der er tale om mange reguleringer af komplekse og indbyrdes forbundne problemstillinger, er det væsentligt også at vurdere reguleringen på vandmiljøområdet i sammenhæng hermed.

“Grøn vækst”

Regeringen nedsatte i august 2008 et ministerudvalg, som skal komme med oplæg til en “grøn vækstvision”, der forener et højt niveau for miljø- og naturbeskyttelse med en moderne og konkurrencedygtig landbrugsproduktion. Der ses på tre temaer: “Miljø- og naturplan Danmark 2020”, “Et vækstorienteret landbrug” og “Investeringer i natur, miljø og vækst”. Udvalget forventes at aflevere sine anbefalinger tidligt i 2009, og disse skal derefter danne grundlag for politiske forhandlinger. Anbefalingerne fra udvalget, f.eks. forslag til fordeling af midlerne i EU's landdistriktsprogram mellem miljøstøtte og erhvervsstøtte, vil have betydning for de rammer, som kommer til at gælde for implementeringen af Vandrammedirektivet. Disse var endnu ikke offentliggjorte ved afslutningen af denne rapport.

Vandrammedirektivet

Med vedtagelsen af EU's Vandrammedirektiv i 2000 er der fastsat nye bindende målsætninger for vandkvaliteten i overfladevand, grundvand og kystvande. Direktivet er implementeret i dansk lovgivning i Miljømålsloven. Vandrammedirektivet er en rammelovgivning, der introducerer en ny helhedsplanlægning i forvaltningen af vandressourcerne regionalt i Europa.

Nye mål for miljøtilstand

Sammenlignet med de danske handlingsplaner gør direktivet brug af en ny måde til at sætte mål for vandområdet. Fokus er således skiftet fra mål for udledningen til mål for miljøtilstanden. Målene bliver fastsat ud fra krav om, at der skal være god kemisk og økologisk tilstand i søer, vandløb, fjorde og kystnære havområder inden 2015. Det betyder, at menneskelige påvirkninger kun må føre til mindre afvigelser i forhold til uberørte forhold. Grundvandet skal have opnået en god kemisk og kvantitativ tilstand i 2015. En god kvantitativ tilstand for grundvand indebærer, at vandindvindingen ikke må overstige grundvandsdannelsen.

God økologisk tilstand

Vandløb, søer og kystvande kan ifølge direktivet have følgende mål for miljøtilstanden: høj, god, moderat, ringe og dårlig. Miljømål for grundvand kan ifølge direktivet være god tilstand og ringe tilstand. I Vandrammedirektivet er der ikke direkte fastsat kriterier for vurdering af den kemiske kvalitet af grundvandet, men det er efterfølgende sket i Grundvandsdirektivet.³ Målene i dette direktiv vurderes at modsvare de eksisterende danske grænseværdier.

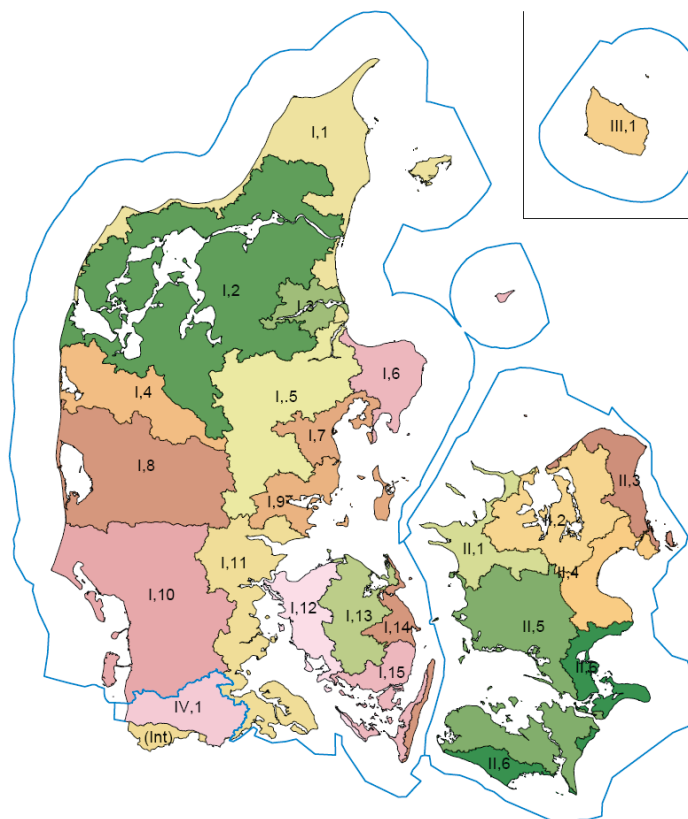
Mulighed for undtagelse

Hvis det er umuligt at opnå god tilstand, eller hvis det vurderes, at det er uforholdsmæssigt dyrt at nå inden for tidsrammerne, kan der enten tillades forlængelse af fristen for målopfyldelse i op til to gange seks år eller tillades fastsættelse af en lavere målsætning.

3) Direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse.

Ensartede EU- mål: interkalibrering	Der findes endnu ikke en endelig udmelding på definitionen af “god økologisk tilstand” – dvs. hvilke miljøkvalitetsparametre der må afvige hvor meget fra referencetilstanden. Miljøministeriet har sendt det danske oplæg til fastsættelse af miljømål og metoder til EU-kommissionen, som dog endnu ikke officielt har udmeldt de endelige definitioner i form af den såkaldte interkalibrering. Ideen bag interkalibreringen er, at EU landene i størst muligt omfang skal have de samme miljømål for samme type vandløb, søer, eller kystvande, således at Vandrammedirektivet bliver implementeret så ensartet som muligt i alle medlemsstater.
Fuld omkostningsdækning	Der er også fastsat krav om, at medlemslandene skal sikre, at priserne dækker omkostningerne til vandforsyningen. Det vurderes dog, at de danske retningslinier for prissætning af vand lever op til dette princip, jf. Miljøstyrelsen (2005). Der kan dog rejses spørgsmål om, hvorvidt den danske prissætning også fuldt internaliserer eksternaliteterne ved indvinding af grundvand til drikkevandsforsyningen, herunder den knaphedsafgift, som bør pålignes de steder, hvor der er knaphed på rent grundvand. Desuden udestår en overvejelse om, hvorvidt “forurener-betaler”-princippet reelt er afspejlet i dansk forvaltning, idet vandværkerne (finansieret af vandbrugerne) i dag afholder omkostninger til sikring af grundvandsboringerne mod belastninger fra landbrugets pesticid- og kvælstofanvendelse.
Vandrammedirektivets administrative set-up	Evalueringen af tilstand og den tilhørende regulering i forbindelse med Vandrammedirektivet foregår for det enkelte vanddistrikt, hvilket er afgørende forskelligt fra den nationale tilgang i vandmiljøplanerne. I Danmark er det valgt at have 4 vanddistrikter (Jylland/Fyn, Sjælland, Bornholm og “Internationalt vanddistrikt” Sønderjylland), som er opdelt på 23 hovedvandoplande, jf. figur I.2. De statslige miljøcentre, som er vanddistriktsmyndighed, skal udarbejde en vandplan for hvert vanddistrikt, der sikrer sammenhæng i planlægningen inden for hele distriktet. I planen fastsættes miljømålene for de enkelte hovedvandområder inden for distriktet fordelt på overfladevand, grundvand og beskyttede områder. Det er også i vandplanen, at årsagerne til eventuelle lempelser af miljømålene eller forlængelse af fristen for målopfyldelse skal klargøres.

Figur I.2 Vanddistrikter og hovedvandoplande



Hovedvandoplande		
 Bornholm III,1	 Nordlige Kattegat, Skagerrak I,1	 Vanddistriktsgrænse
 Det Sydfynske Øhav I,15	 Odense Fjord I,13	
 Djursland I,6	 Randers Fjord I,5	
 Horsens Fjord I,9	 Ringkøbing Fjord I,8	
 Isefjord og Roskilde Fjord II,2	 Smålandsfarvandet II,5	
 Kalundborg II,1	 Storebælt I,14	
 Køge Bugt II,4	 Vadehavet I,10	
 Lillebælt/Fyn I,12	 Vidå-Kruså IV,1	
 Lillebælt/Jylland I,11	 Vidå-Kruså (Int)	
 Limfjorden I,2	 Øresund II,3	
 Mariager Fjord I,3	 Østersøen II,6	
 Nissum Fjord I,4	 Århus Bugt I,7	

Kilde: By- og Landskabsstyrelsen.

Indsatsprogrammer og overvågning

Endvidere indeholder planen en redegørelse for vandmiljøovervågningen og en oversigt over indsatsprogrammerne, der skal sikre målopfyldelse. De lokale vanddistriktsmyndigheder (kommunerne) har ansvaret for udarbejdelse og gennemførelse af indsatsprogrammerne, og efter offentlig-

gørelsen af vandplanerne og indsatsprogrammerne i 2009 opdateres disse hvert 6. år.

Tidsfrister er overskredet	Forslag til vandplanerne skulle have været sendt i offentlig høring inden udgangen af 2008, jf. tabel I.1. Dette er udsat til 2009, bl.a. fordi det afventer resultaterne af udvalgsarbejdet med "grøn vækst", jf. ovenfor.
Resultater af basisanalysen	Resultaterne af basisanalysen forelå i 2007, jf. By- og Landskabsstyrelsen (2008). Analyserne blev igangsat af de tidligere amter og afsluttet af regionerne og har til formål at opgøre, i hvilket omfang Vandrammedirektivets mål forventes opfyldt uden yderligere indsats. Endvidere beskrives de væsentlige vandforvaltningsmæssige opgaver.
Behov for ekstra indsats ...	En gennemgang af basisanalyserne viser, at der for alle vanddistrikter er behov for en indsats udover, hvad der er iværksat i VMP III, såfremt målene om god økologisk status skal opnås. Vurderingen baserer sig på det forventede resultat af interkalibreringen.
... for kystområder ...	Helt generelt vurderes det for samtlige kystområder, at målene ikke nås uden yderligere tiltag. Dette skyldes dels belastning med kvælstof fra landbrugskilder og dels belastning med miljøfremmede stoffer fra skibstrafik.

Tabel I.1 Tidsfrister for gennemførelse af Vandrammedirektivet

Basisanalyser udarbejdet	2004
Tidsplan og arbejdsprogram for udarbejdelsen af vandplanerne	2006
Oversigt over de centrale forvaltningsmæssige opgaver i vandoplandene	2007
Forslag til vandplaner sendes i offentlig høring	2008
Endelige vandplaner med indsatsprogrammer foreligger	2009
Offentliggørelse af kommunale handlingsplaner	2010
Iværksættelse af foranstaltningerne i indsatsprogrammerne	2012
Opfyldelse af miljømål	2015
Anvendelse af regler om undtagelser og forlængelser af frister ophører	2027

... søer ...	Målet kan ikke nås uden yderligere tiltag for mellem 35 og 100 pct. af søerne. For langt de fleste vanddistrikter er det over 75 pct. af søerne, hvor belastningen skal sænkes. Den langt overvejende årsag til manglende målopfyldelse er fosforbelastning fra landbruget.
... vandløb ...	For vandløbene gælder, at mellem 33 og 99 pct. af disse ikke når målet uden yderligere tiltag. Her er det overvejende forbedring af de fysiske forhold, som vurderes nødvendig, dvs. ophør med vandløbsvedligeholdelse, fjernelse af spærringer og forøgelse af vandføringen. For en del af de mindre vandløb udgør tilledning af spildevand endvidere et problem.
... og grundvand	Målene for grundvandsforekomsterne vurderes kun nået i ét vanddistrikt (Mariager fjord), mens der for alle øvrige vanddistrikter er risiko for manglende målopfyldelse. Dette skyldes risiko for dårlig kemisk tilstand som følge af pesticid- og nitratbelastning fra landbrug samt i enkelte tilfælde miljøfremmede stoffer fra andre sektorer. Derudover vurderes der at være problemer med grundvandsmængden grundet overudnyttelse – eller risiko herfor – af enkelte eller flere grundvandsforekomster i 12 af de 23 vanddistrikter.
Hidtidige analyser af konsekvenser	<p>Resultaterne fra basisanalyserne blev anvendt som forudsætninger for de konsekvensanalyser, der blev offentliggjort i Finansministeriet m.fl. (2007) (det såkaldte “Gotfredsenudvalg”). Her blev følgende spørgsmål vurderet for alt overfladevand (grundvand blev udeladt af analysen):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Hvad er tilstanden i dag? • Hvilken tilstand (mål) skal opnås? • Hvor meget skal belastningen reduceres i forhold til i dag for at nå målet? • Hvor meget af belastningsreduktionen nås med allerede iværksatte tiltag (VMP III)? • Hvor stor ekstra belastningsreduktion er påkrævet som følge af Vandrammedirektivet? • Hvilke tiltag kan iværksættes for at opnå den ekstra belastningsreduktion? • Hvad er de økonomiske konsekvenser af disse tiltag?

Resultaterne af de fem første punkter i denne analyse forventedes at svare til, hvad der nationalt er nødvendigt for at realisere vandrammedirektivets mål, jf. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (2007). Analysen viste, at det kan være nødvendigt med ophør med vandløbsvedligeholdelse for 6.000 km vandløb, hvilket vil føre til oversvømmelse af ca. 29.000 ha landbrugsjord i perioder af året. Derudover ville det være påkrævet med reduktion af fosforbelastningen til søer med gennemsnitlig 15 ton og reduktion af kvælstofbelastningen af kystvande med gennemsnitlig 8.500 ton. Begge disse estimater skal lægges oveni, hvad der forventedes at følge af VMP III. De angivne ændringer svarer til scenarie 2, jf. Finansministeriet m.fl. (2007). Dette scenarie forventes stort set at stemme overens med resultatet af interkalibreringen.

Omkostninger i landbruget på 155-289 mio. kr. årligt

Finansministeriet m.fl. fik udarbejdet et overslag over de økonomiske konsekvenser i landbruget, jf. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (2007). Dette viste, at de velfærdsøkonomiske omkostninger i form af jordrentetab i landbruget ved ovennævnte scenarie 2 var på ca. 155 mio. kr. årligt, såfremt der ikke er restriktioner på, hvilke virkemidler som kan anvendes. Målopfyldelse for kystområderne udgjorde ca. 90 pct. af de samlede sektoromkostninger. Såfremt der alene kunne anvendes virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen, som er afprøvede i Vandmiljøplanerne, fordobles omkostningerne til ca. 289 mio. kr. årligt.

VMP III som forudsætning for målopfyldelse

Det danske udspil til vandmiljømål bygger oven på Vandmiljøplan III, og derfor forudsætter de hidtidige analyser af Vandrammedirektivet, at målene i VMP III nås. Dette tyder dog ikke på at være på vej til at ske. Midtvejsevalueringen af VMP III konkluderer således, at der ikke kan påvises nogen sikker reduktion i kvælstofudvaskningen i perioden 2003 til 2007, jf. Waagepetersen m.fl. (2008).

Behov for ekstra indsats

Som det fremgår, har der været en langvarig indsats for at reducere belastningen af vandmiljøet. Samtidigt er der med EU's Vandrammedirektiv introduceret et skift i målene til at vedrøre miljøtilstanden frem for som nu udledningen. Med de udmeldte mål vil der være behov for en yderligere ind-

sats udover den, som er planlagt i de danske handlingsplaner.

I.3 Indsatsprogrammer og undtagelsesbestemmelser

Som led i Vandrammedirektivet skal de lokale vandmyndigheder for hvert vandområde udarbejde indsatsprogrammer, hvoraf både tiltag og eventuelle undtagelser fra Vandrammedirektivet skal fremgå. I dette afsnit opstilles først et indsatsprogram for Odense Fjord som et eksempel på, hvordan et lokalt indsatsprogram kan udarbejdes, så Vandrammedirektivets målsætninger for overfladevand nås, og de samfundsøkonomiske omkostninger ved indsatsen minimeres. Dernæst diskuteres en eventuel anvendelse af undtagelsesbestemmelserne i Danmark.

Indsatsprogram for Odense Fjord

Odense Fjord som eksempel på indsatsområde

Som et led i forberedelserne til gennemførelse af Vandrammedirektivet i Danmark indgik oplandet til Odense Fjord i et større pilotprojekt. En del af projektet omfatter en analyse af, hvordan man mest omkostningseffektivt kan nå Vandrammedirektivets målsætning om en "god økologisk tilstand" for alle overfladevande og grundvandsforekomster i oplandet til Odense Fjord. Til dette arbejde blev der indsamlet detaljeret information om indsatsbehov – først og fremmest behovet for reduktion af landbrugets miljøpåvirkning med kvælstof og fosfor.⁴ Hovedoplandet for Odense fjord består af 11 større søer med deloplande samt restoplandet for Odense Fjord. Søerne er indbyrdes forbundet med vandløb og leder alle ud i fjorden.

Operationalisering af målsætning om "god økologisk tilstand"

For at kunne lave et indsatsprogram kræves en operationalisering af Vandrammedirektivets målsætning. For hver recipient, dvs. hver sø, vandløb og kystnært vandområde, indebærer dette en opgørelse af, hvor meget belastningen med fosfor og kvælstof skal reduceres for at nå målsætning

4) Dette arbejde er blandt andet publiceret i Fyns Amt og COWI (2006) samt Miljøcenter Odense (2007).

gen om en “god økologisk tilstand” for hver recipient. Søer, vandløb og kystnære vande benævnes recipienter, fordi de er modtagere af udledningerne af kvælstof og fosfor. Belastningsniveauerne er opgjort i basisanalyserne til Vandrammedirektivet og indgår i kommunernes indsatsprogrammer. Ligeledes kræves en liste over tekniske virkemidler, som kan bidrage til at reducere belastningen af kvælstof og fosfor, jf. boks I.2.

**Miljøpåvirkning
afhænger af, hvor
man udleder**

Hvor meget et kilo udledt kvælstof eller fosfor belaster recipienterne afhænger af, hvor det bliver udledt. Det skyldes, at en del af den udledte kvælstof og fosfor tilbageholdes under transporten fra kilden til recipienten. Dette fænomen kaldes retention. Der skelnes ofte mellem høj- og lavbundsjarde, idet der er stor forskel på retentionen på disse jordtyper, jf. boks I.2. Ofte antages en retention for kvælstof på omkring 90 pct. på højbundsjarde, mens den på lavbundsjarde ofte antages at være omkring 10 pct. En reduktion af udledningen med 1 kilo kvælstof eller fosfor på højbundsjord medfører således en belastningsreduktion af recipienten på 100 gram. En tilsvarende udledningsreduktion på lavbundsjord medfører derimod en belastningsreduktion på 900 gram. Jordtilliggende til et landbrug kan bestå af både af høj- og lavbundsjarde. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning har både i afsluttede og igangværende projekter arbejdet med detaljeret kortlægning af kvælstofretention og af arealer med risiko for fosfortab i Danmark, jf. bl.a. Danmarks Miljøundersøgelser (2006).

Oplande og recipienter. Et *opland* definerer et sammenhængende område, hvorfra vandet afstrømmer til et givet kystområde eller en fjord. Eksempelvis kan nævnes oplandet til Roskilde fjord. Et opland kan opdeles i flere *deloplande*, som afvander til mindre indbyrdes forbundne recipienter, f.eks. en sø. En *recipient* er det vandområde – f.eks. en sø eller en fjord – som modtager det afstrømmende vand og dermed belastes med de stoffer, som transporteres med vandet.

Virkemidler og styringsmidler. Der skelnes mellem de to begreber, således at et *virkemiddel* er en teknisk foranstaltning eller ændring af praksis, som reducerer miljøbelastningen f.eks. i forhold til udledningen af kvælstof og fosfor. Gennemførelsen af et virkemiddel kan eksempelvis beskrives ved antal ha omlagt til vådområder eller antal ha med reduceret kvælstoftilførsel. Et *styringsmiddel* er et politisk/administrativt tiltag, som har til formål at fremme anvendelsen af et eller flere virkemidler eller ændre adfærden generelt i mere miljøvenlig retning.

Indsatsprogram. Et indsatsprogram er en plan for, hvordan de krævede mål i Vandrammedirektivet kan nås for et hovedopland – f.eks. oplandet til Odense fjord. Et indsatsprogram kræver en beskrivelse af deloplandet til hver recipient med en opgørelse over landbrugsarealet og de enkelte jordes miljøfølsomhed. Desuden skal de krævede belastningsreduktioner opgøres for hver recipient med hensyn til kvælstof og fosfor, og der skal bruges en liste over virkemidler. For at kunne lave et omkostningseffektivt indsatsprogram kræves, at der for hvert virkemiddel er opgjort: i) Hvor meget virkemidlet kan reducere belastningen af kvælstof og fosfor. Dette opgøres ofte som enhedsreduktion i kg pr. ha. ii) Omkostningerne for anvendelse af virkemidlet. Disse opgøres ofte som enhedsomkostninger målt i faste priser i kr. pr. ha. iii) Potentialet for anvendelse af virkemidlet. Potentialet angiver den maksimale dosering – eksempelvis det maksimale antal ekstra ha, hvor et virkemiddel kan anvendes. I Schou m.fl. (2007) er udarbejdet en national opgørelse over de tekniske virkemidler med angivelse af intervaller for udledningsreduktioner og omkostninger. Dette arbejde er p.t. under opdatering.

Omdrift og udtagning. En mark er i *omdrift*, når den i hinanden følgende år pløjes eller harves, tilsås med afgrøder og høstes. En mark *udtages*, såfremt man ophører med omdriften. På udtagne arealer tilføres typisk ikke gødning eller anvendes pesticider. De kan indgå i landbrugsproduktionen ved produktion af hø (høslet) eller anvendes til græsning. Såfremt dette ikke er tilfældet, foretages ofte en årlig slåning for at undgå tilgroning med træer. *Braklægning* og udtagning har stort set samme betydning, dog må jord braklagt under EU's landbrugsordninger

ikke indgå i husdyrproduktionen ved afgræsning eller høslet. Udtagning eller braklægning kan placeres som *randzoner* langs vandløb eller søer med det formål at reducere risikoen for fosfortab til vandmiljøet gennem erosion.

Efterafgrøder og vintergrønne marker. *Efterafgrøder* etableres på omdriftsarealer, ved at der samtidigt med hovedafgrøden eller umiddelbart efter høst udsås f.eks. græs eller raps, som sikrer plantedække på marken i perioden fra høst til såning. Efterafgrøder optager frigivet kvælstof uden for hovedafgrødens vækstperiode og reducerer således kvælstofudvaskningen. Endvidere kan risikoen for fosfortab gennem erosion reduceres. *Vintergrønne marker* tilsås efter høst med vinterafgrøder, f.eks. vinterhvede, vinterbyg eller vinterraps, således at de står med afgrøden fra efteråret, til afgrøden høstes. Efterafgrøder, vintergrønne marker og arealudtagning (beskrevet nedenfor) er således eksempler på virkemidler.

Højbund, lavbund og ådale. Hovedparten af det danske landbrugsareal består af *højbundsjord*, dvs. jorde hvor afstanden til grundvandet er så stor, at dræning kun i mindre grad er nødvendig for dyrkningen. *Lavbundsjord* ligger tæt på grundvandet og grænser endvidere ofte ned til søer, vandløb eller fjorde. Den korte afstand mellem lavbundsarealer og vandrecipienterne betyder, at reduktion af kvælstofudledningen fra disse arealer typisk har stor effekt på belastningen af recipienten. Samtidigt kan der ske en naturlig omsætning af kvælstof og tilbageholdelse og binding af fosfor på lavbundsjord, såfremt disse periodevis oversvømmes. Omvendt har reduktion af kvælstofudledningerne på højbund typisk mindre effekt for belastningen, idet op til 90 pct. af udledningen omsættes under transporten til recipienten. *Ådale* omfatter her lavbundsjord, som grænser op til et vandløb. De mindre vandløb på Sjælland og øerne har ofte mere karakter af "afvandingskanaler" langs højbundsjord, hvilket bl.a. skyldes kraftige menneskeskabte ændringer i vandløbenes fysiske udformning (rørlægning, udgravning mv.).

Afledte miljøeffekter. Foruden de forskellige virkemidlers effekt på kvælstof- og fosforudledningerne vil flere af tiltagene også have positive effekter på andre miljøpåvirkninger. Dette gælder i særdeleshed for udtagning, som har en generel positiv betydning for dyrelivet og variationen i landskabet. Udtagning fører også til ophør med pesticidanvendelse på de udtagne arealer samt giver en netto-reduktion i drivhusgasudledningen. Sidstnævnte er i forbindelse med forberedelsen af VMP III anslået til årligt 5,6 ton CO₂-ækvivalenter pr. ha ved udtagning på lavbundsjord med stort organisk indhold, jf. Olesen m.fl. (2004). På disse jorder vil ophør med omdrift også reducere udledningen af CO₂ og lattergas, såfremt nedbrydningen af organisk materiale ophører. Hvis der sker en opbygning af jordens organiske stof på arealerne, vil der ske en lagring af CO₂.

Et indsatsprogram for oplandet til Odense Fjord

Det samfundsøkonomisk optimale indsatsprogram findes ved at vælge virkemidlernes dosering, således at de samlede samfundsøkonomiske omkostninger minimeres og de krævede belastningsreduktioner for kvælstof og fosfor bliver opnået, jf. boks I.3. Beregningen af programmet tager udgangspunkt i givne værdier for virkemidlernes enhedsomkostninger og enhedsreduktioner med hensyn til kvælstof og fosfor. Disse angiver henholdsvis virkemidlets omkostning pr. ha og dets reduktionseffekt pr. ha. I eksemplet tages der udgangspunkt i de samme virkemidler, som har været overvejet i pilotprojektet for Odense Fjord, jf. Fyns Amt og Cowi (2006). Siden Odense Fjord projektet er der udarbejdet opdaterede værdier for enhedsreduktioner og enhedsomkostninger for en del af virkemidlerne, jf. Schou m.fl. (2007), som i nærværende analyse erstatter enhedsreduktioner og enhedsomkostninger fra Fyns Amt og Cowi (2006). Nedenfor præsenteres egne beregninger af indsatsprogrammet. Først præsenteres et indsatsprogram, der er omkostningsminimeret for hovedoplandet under et. Senere præsenteres et indsatsprogram, der er opdelt på 12 deloplande.

Arealudtagning og genskabelse af vådområder er billigst

I omkostningsminimeringsanalysen kan vælges mellem mere end 30 virkemidler, herunder efterafgrøder, højere udnyttelse af husdyrgødning, reduceret kvælstofnorm og forskellige former for arealudtagning. Analysen viser, at arealudtagning og genskabelse af vådområder på lavbundslande er de dominerende virkemidler. Ligeledes er potentialet så stort, at de ønskede belastningsreduktioner for kvælstof og fosfor kan opnås udelukkende gennem brug af disse virkemidler. For kvælstof nås målsætningen præcist, mens der er betydelig overopfyldelse for fosfor. I eksemplet bruges Fyns Amts vurdering af det samlede indsatsbehov, som er belastningsreduktioner for kvælstof på 906,1 ton og for fosfor på 8,5 ton.⁵ Ved dette reduktionsbehov omfatter det omkostningsminimerende indsatsprogram udtagning af ca. 8.000 ha lavbundslande til genskabelse af vådområder. De samlede omkostninger anslås til knap 11 mio. kr.

5) Med hensyn til fosfor har Fyns Amt kun opgjort reduktionsbehovet for de 11 søer, men ikke for fjorden, jf. Miljøcenter Odense (2007). I rapporten foreslås et integreret indsatsprogram, der medfører en samlet reduktion for de 11 søer og fjorden på mindst 8,5 ton.

Selv hvis arealudtagningsomkostningerne var meget højere ...

Ovenstående beregningsresultater forudsætter blandt andet, at enhedsomkostningerne for arealudtagning og genskabelse af vådområder på lavbundslande er 1.300 kr. pr. ha, og enhedsreduktionerne med hensyn til kvælstof- og fosforbelastning er henholdsvis 112,5 kg pr. ha og 18 kg pr. ha. Disse værdier kan naturligvis variere mellem projekter, ligesom enhedsomkostningerne er følsomme overfor fluktuationer i bl.a. kornpriserne.

... ville det stadig være relevant

For at teste resultatets robusthed er der udarbejdet en følsomhedsanalyse med udgangspunkt i 10 gange højere enhedsomkostninger for arealudtagning – det vil sige 13.000 kr. pr. ha. Selv ved denne høje enhedsomkostning indgår virkemidlet i indsatsprogrammet med 65 pct. af belastningsreduktionen for kvælstof, mens en forøgelse af arealet med efterafgrøder står for 16 pct. af belastningsreduktionen. Ligeledes indgår en reduktion af kvælstofnormen – fra 90 pct. til 80 pct. af det økonomisk optimale – i indsatsprogrammet med 8 pct. af den krævede belastningsreduktion for kvælstof.⁶ Udelukkende vurderet på kvælstof er efterafgrøder og en reduceret kvælstofnorm mere omkostningseffektive end arealudtagning i følsomhedsanalysen, men de har meget lille effekt på fosforbelastningen. Desuden er deres potentialer ikke tilstrækkelige til, at de krævede belastningsreduktioner kan opnås med disse to virkemidler alene.

6) Kvælstofnormen er en individuel norm for, hvor meget kvælstof et landbrug må anvende, jf. afsnit I.4.

Med udgangspunkt i reduktionskravene for kvælstof og fosfor, virkemidlernes effektivitet og enhedsomkostninger samt potentialer identificeres for en given recipient det mest omkostningseffektive indsatsprogram ved at løse følgende simple omkostningsminimeringsproblem, hvor $i = 1, 2, \dots, I$ er et indeks for virkemiddel:

$$\min_{L_i} \sum_{i=1}^I c_i L_i$$

og hvor minimeringen sker under følgende bibetingelser:

- i) $\sum_{i=1}^I n_i L_i \geq N$ (krævet belastningsreduktion for kvælstof)
- ii) $\sum_{i=1}^I p_i L_i \geq P$ (krævet belastningsreduktion for fosfor)
- iii) $0 \leq L_i \leq L_i^P$ (virkemidlers potentialer)
- iv) $\sum_{i=1}^I L_i \leq \bar{L}$ (arealrestriktion)

Virkemidlerne er opdelt efter, om de anvendes på høj- eller lavbundslande. Eksempelvis har "arealudtagning til vedvarende græsarealer" forskellige værdier for enhedsreduktioner og potentiale afhængig af, om virkemidlet bruges på høj- eller lavbundslande. L_i angiver dosering i ha af virkemiddel i , mens c_i er enhedsomkostningerne opgjort i kr. pr. ha. Bibetingelse i) angiver, at den samlede belastningsreduktion med hensyn til kvælstof skal være mindst lige så stor som det krævede indsatsbehov for kvælstof (N), hvor n_i er virkemidlets enhedsreduktion opgjort i kg kvælstof pr. ha. Bibetingelse ii) omhandler det tilsvarende indsatsbehov for fosfor, hvor (P) er det krævede indsatsbehov for fosfor, og p_i er enhedsreduktion opgjort i kg fosfor pr. ha. Bibetingelse iii) angiver, at hvert virkemiddels dosering ikke må overstige dets potentiale L_i^P . Endelig angiver bibetingelse iv), at den samlede dosering af virkemidlerne ikke må overstige det samlede landbrugsareal i oplandet til recipienten \bar{L} .

Minimeringsproblemet løses med en lineær programmeringsmodel med én objektfunktion og flere bibetingelser. Optimeringsproblemet kan programmeres og løses i simple regneark – f.eks. Excel-regneark og er således relativt nemt at lære at anvende for landmanden i samarbejde med landbrugskonsulenten.

For at lette fremstillingen er nedstrømseffekter ikke skrevet med i optimeringsproblemet ovenfor; men de er medtaget i vores programmeringsmodel. Nedstrømseffekter betyder, at en reduktion af belastningen af kvælstof og fosfor i en sø også reducerer belastningen af søer nedstrøms. Der kan tages højde for nedstrømseffekter på følgende måde: a) reduktionsbidrag fra søer opstrøms lægges til på venstre side af ulighedstegnet i bibetingelserne i) og ii). b) I omkostningsminimeringsproblemet summeres over omkostningsbidragene fra alle deloplande.

Der gøres opmærksom på følgende antagelser, der har betydning for modellens resultater:

- Der antages konstante enhedsomkostninger for hvert virkemiddel på henholdsvis højbundslande og lavbundslande. Det er muligvis mere realistisk at antage, at et virkemiddels marginale reduktionsomkostninger stiger med reduktionsindsatsen
- En del af de foreslåede virkemidler drejer sig om udtagning af landbrugsareal. For at dette skal have effekt på forureningen af recipienten (f.eks. en sø) er det nødvendigt, at sammenhængende landbrugsarealer udtages. Et eksempel er arealudtagning til genskabelse af vådområder: dette kan kun lade sig gøre, hvis alle berørte landbrugsarealer inddrages. Dette er ikke implementeret i modellen

Nedstrømseffekter
...

De ovenstående analyser tager ikke højde for, at hovedoplandet for Odense Fjord består af 11 søer med deloplande foruden Odense fjord med restopland. For hver af disse 12 recipienter er der fastsat individuelle mål for belastningsreduktioner. Søerne og fjorden er indbyrdes forbundet med vandløb og grundvand. Et virkemiddel rettet mod en sø i et delopland vil derfor have nedstrømseffekter på andre recipienter i andre deloplande. Nedstrømseffekter betyder, at reduktion af belastningen af kvælstof og fosfor i en sø også reducerer belastningen af recipienter beliggende nedstrøms for søen, jf. Fyns Amt og Cowi (2006).

... har næsten ingen betydning for resultaterne

Dette er inddraget i en følsomhedsanalyse, der tager højde for nedstrømseffekter. Analysen viser dog, at opdelingen på deloplande kun har meget begrænset betydning for resultaterne. Arealudtagning og genskabelse af vådområder på lavbundslande er stadig de mest omkostningseffektive virkemidler og bidrager med 100 pct. af belastningsreduktionen for alle 11 søer og fjorden. Det hænger sammen med, at reduktionen af kvælstof til Odense Fjord står for størstedelen af det samlede indsatsbehov.

Nogenlunde samme resultater som i pilotprojektet

Det omkostningsminimerende indsatsprogram i denne analyse er konsistent med resultaterne i ministeriernes forberedende arbejde med gennemførelse af Vandrammedirektivet, jf. Finansministeriet m.fl. (2007). Ligeledes stemmer indsatsprogrammet kvalitativt nogenlunde overens med det foreslåede indsatsprogram i pilotprojektet for Odense Fjord, jf. Miljøcenter Odense (2007). Her bidrager ophør med vandløbsvedligeholdelse samt arealudtagning og genskabelse af vådområder på lavbundslande med lidt over halvdelen af den krævede belastningsreduktion for kvælstof. Et øget areal med efterafgrøder (både på højbunds- og lavbundslande) bidrager med yderligere 25 pct. af den krævede reduktion. Forskellene i resultaterne skal tilskrives, at der i nærværende analyse er brugt nyere tal for flere af virkemidternes enhedsomkostninger og enhedsreduktioner, at indsatsprogrammet i pilotprojektet er et integreret indsatsprogram, hvor målsætninger for blandt andet grundvand også søges opfyldt, og sidst at pilotprojektet ikke opererer med en fosformålsætning for Odense Fjord restoplandet.

Vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelserne

Udsættelse eller lavere krav

Vandrammedirektivet indeholder en række undtagelsesbestemmelser, som åbner for lavere krav til miljøtilstanden eller udsættelse af fristen for opnåelse af målsætningen, hvis en række betingelser er opfyldt.

Stærkt modificerede og kunstige vandområder

Ved fastlæggelsen af miljømålet kan medlemsstaterne klassificere recipienter som stærkt modificerede eller som kunstigt anlagte. Stærkt modificerede eller kunstige recipienter har undergået betydelige fysiske ændringer eller er skabt ved menneskelig aktivitet. Forandringerne skal stadig

være nødvendige for den nuværende anvendelse, f.eks. havne eller stærkt regulerede vandløb, og brugen af recipienten skal ikke kunne opnås ved en miljømæssig bedre og teknisk mulig løsning, som ikke er uforholdsmæssig dyr. Hvis alle disse forhold er opfyldt, behøver recipienten kun at opnå et godt økologisk potentiale og en god kemisk tilstand frem for en god økologisk tilstand. Det anslås, at 4.000 km vandløb kan udpeges som stærkt modificerede, jf. Finansministeriet m.fl. (2007).⁷

Lavere miljøkrav

Også for recipienter, som ikke klassificeres som stærkt modificerede eller kunstige, kan medlemsstaterne fastlægge mindre strenge miljømål end generelt krævet i Vandrammedirektivet. Dette forudsætter, at opfyldelse af disse mål er uopnåelige eller forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger, eller at der finder en menneskelig udnyttelse af recipienten sted, som ikke kan opfyldes med andre midler, der miljømæssigt er en væsentlig bedre løsning og ikke medfører uforholdsmæssigt store omkostninger.

Senere opnåelse af miljøkrav

Fristen for opnåelse af en god økologisk tilstand kan også forlænges til 2021 eller 2027, hvis alle de nødvendige forbedringer i vandets tilstand ikke med rimelighed kan opnås inden 2015. Medlemsstaterne kan for de enkelte recipienter afgøre, om der foreligger tekniske vanskeligheder, uforholdsmæssigt store omkostninger eller naturlige forhold, som forhindrer de nødvendige forbedringer af vandets tilstand.

Undtagelsesbestemmelserne initieres i Danmark

Vejledningen for økonomiske analyser i Vandrammedirektivet lægger op til, at anvendelse af undtagelsesbestemmelserne er en politisk beslutning i medlemslandene, som dog kan vejledes af økonomiske analyser, jf. EU (2003). Det skal derfor diskuteres internt i Danmark, hvordan de overordnede retningslinier fra Vandrammedirektivet omsættes til vejledninger, som muliggør en pragmatisk håndtering af miljøforbedringer i recipienter og samtidig er juridisk forsvarlige i forhold til Vandrammedirektivets lovgivning.

7) I alt er der ca. 25.000 km vandløb i Danmark, hvoraf ca. 10.000 km ikke forventes at opfylde målsætningen om en god økologisk tilstand i 2015, jf. Finansministeriet m.fl. (2007).

Undtagelser fra Vandrammedirektivet skal indgå i Vandplanerne, som skal indsendes til EU-kommissionen. Kommissionen kan dermed vurdere, om medlemsstaternes afgørelser lever op til Vandrammedirektivets målsætninger.

Omkostningskriterier overvejes ...

Der foreligger ingen nærmere definitioner fra EU-Kommissionen af, hvordan undtagelsesbestemmelserne skal fortolkes og gennemføres. Der er i Vandrammedirektivet bl.a. ikke taget stilling til, hvordan udtrykket “uforholdsmæssigt store omkostninger” skal fortolkes. En række centrale medlemslande overvejer pragmatiske tilgange til dette udelukkende baseret på omkostningsniveauet, jf. Görlach og Pielen (2007). De lancerede kriterier omfatter bl.a.:

- Omkostninger overstiger omkostninger ved tilsvarende tiltag andetsteds
- Omkostninger overstiger betalingsevnen hos dem, der skal gennemføre tiltag
- Omkostninger overstiger det, der kan henføres til et “forureneren betaler”-princip
- Enighed blandt interessegrupper om disproportionalitet eller ej

... men er ikke økonomisk effektive

Disse omkostningsbaserede kriterier er dog ikke velfærdsøkonomisk effektive. Dette skyldes, at de ikke (på en objektiv måde) tager højde for de gevinster, som opnåelse af Vandrammedirektivets målsætning kan indebære for omkringboende borgere og andre, som værdsætter f.eks. den øgede biodiversitet.

Gevinster ved Vandrammedirektivet

Gevinsterne ved en forbedret miljøtilstand kan opdeles i brugsværdier og ikke-brugsværdier. Den øgede brugsværdi af vandområdet som følge af en forbedret miljøtilstand hidrører fra en større og bedre vandforsyning til drikkevand og industriel anvendelse, bedre muligheder for rekreativ brug, ligesom et bedre vandmiljø kan øge afkastet for erhvervsaktiviteter som turisme, fiskeri og havbrug. Ikke-brugsværdien omfatter værdier knyttet til bevidstheden om, at miljøgodet findes (eksistensværdi), værdien af mulig fremtidig brug af naturgodet enten for en person selv (opti-

onsværdi) eller for fremtidige generationer (testamentarisk værdi).

Værdisætning af brugs- og ikke-brugsværdier

Erhvervsmæssige gevinster af brugsværdien af et vandområde kan udledes fra den forudsagte stigning i f.eks. fiskebestande og kendskab til erhvervenes produktionsfunktioner, og er dermed den kategori af gevinster, som er lettest at værdisætte. Værdien af grundvand eller drikkevand af bedre kvalitet afspejler sig i reducerede defensive omkostninger til sikring af overholdelse af de fastsatte kvalitetskrav. Der er også tegn på, at forbrugere foretrækker beskyttelse af grundvand frem for rensning, jf. Hasler m.fl. (2005). Værdien af bedre rekreative muligheder og værdien af eksistensen af et rigt dyre- og fugleliv er langt sværere og mere ressourcekrævende at fastlægge på forhånd. Inden for de seneste årtier er der dog blevet udviklet en lang række af metoder til værdisætning af hypotetiske værdier af denne art, jf. Freeman (2003). Et igangværende EU-projekt (AquaMoney) undersøger brugen af værdisætning specifikt inden for Vandrammedirektivet, og der foreligger et oversigtsstudie om anvendelsen af værdisætning ved gennemførelse af Vandrammedirektivet, jf. Hasler m.fl. (2006).

Brug af bestående værdisætnings-estimer

På grund af de høje omkostninger ved nye selvstændige værdisætningsstudier af rekreative værdier og ikke-brugsværdier bør brugen af *benefit transfer* derfor overvejes, jf. bl.a. Pearce mfl. (2006). Ved *benefit transfer* tilpasses og overføres værdisætningsestimer eller -funktioner fra bestående studier til anvendelsesområdet. *Benefit transfer* anvendes i stor stil i miljøforvaltningen i USA, men har indtil videre kun været brugt enkelte gange i Danmark, bl.a. i forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde om biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse, jf. Dubgaard m.fl. (2003). Der foreligger en række internationale databaser med bestående værdisætningsstudier, som kan danne udgangspunkt for værdisætninger i forbindelse med Vandrammedirektivets gennemførelse, ligesom resultaterne fra AquaMoney projektet vil forbedre mulighederne. Overførslen af værdisætningsstudier mellem recipienter er diskuteret og testet i flere studier, bl.a. Hanley m.fl. (2006) og Colombo m.fl. (2007).

Brug af “gevinst- trappe”

Ligeledes på grund af de høje omkostninger ved værdisætningsstudier af rekreative værdier anbefales det at bruge en “gevinst-trappe”, når gevinsterne ved at gennemføre Vandrammedirektivet opgøres for en recipient. Denne går ud på at opgøre de “nemme” markedsomsatte gevinster først. Hvis disse overstiger omkostningerne, gennemføres projektet. Er de mindre end omkostningerne, gås videre med at opgøre de ikke-markedsomsatte rekreative gevinster. Overstiger disse sammen med de markedsomsatte gevinster omkostningerne, gennemføres projektet. Er summen mindre end omkostningerne, medtages ikke-brugs værdier. Overstiger summen af alle kvantificerbare gevinster omkostningerne, gennemføres projektet. Hvis gevinsterne er mindre end omkostningerne, kan det overvejes at lempe målene.

Konklusioner fra indsatsprogram og undtagelses- bestemmelser

Ovenstående eksempler og beregning af et omkostningsminimerende indsatsprogram til opfyldelse af vandrammedirektivets målsætning understreger to pointer:

- Arealudtagning og genskabelse af vådområder på lavbundslande er de generelt mest omkostningseffektive virkemidler, og de har stort potentiale til at kunne nå de krævede belastningsreduktioner
- Det er forholdsvis simpelt at udforme det omkostningsminimerende indsatsprogram, når parameter-værdier for indsatsbehov, jordens miljøfølsomhed (især om det er høj- eller lavbundsland) samt virkemidlernes enhedsomkostninger, enhedsreduktion og potentialer er kendt.

Diskussionen af Vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelser gav anledning til tre konklusioner:

- I de tilfælde, hvor der er tvivl om, hvorvidt omkostningerne ved gennemførelse af Vandrammedirektivet for en recipient er uforholdsmæssig høje, bør denne vurdering tage udgangspunkt i en cost benefit analyse
- På grund af høje omkostninger ved originale værdisætningsstudier bør brugen af *benefit transfer*, overvejes, når gevinsterne ved opnåelse af Vandrammedirektivets målsætninger vurderes

- Det anbefales at bruge en “gevinst-trappe”, når gevinsterne ved at gennemføre Vandrammedirektivet opgøres for en recipient

I.4 Generel og lokal regulering

Landbrugsproduktion og miljøfølsomhed varierer geografisk

Den danske landbrugssektor er geografisk heterogen. Det skyldes forskelle i de naturgivne vilkår, som bevirker, at afgrødesammensætningen og husdyrproduktionen varierer lokalt. Da behovet for kvælstof- og fosforanvendelse bl.a. afhænger af afgrødesammensætningen og husdyrproduktionen, vil den potentielle miljøpåvirkning også variere lokalt. Desuden er der i Danmark store lokale forskelle i miljøets følsomhed overfor landbrugets påvirkninger. Eksempelvis har kvælstofudledninger på højbundsjerne en tendens til at belaste havet mindre end tilsvarende kvælstofudledninger på lavbundsjerne ned til et vandløb, der leder ud i havet. Samlet set medfører disse forhold, at landbrugets miljøpåvirkninger varierer geografisk.

Hvorfor skal landbrugets udledninger kontrolleres?

Et landbrugs udledninger af kvælstof og fosfor giver anledning til en negativ eksternalitet, blandt andet fordi udledningerne forårsager miljømæssig skade på søer og kystnære vande. Idet skadesomkostningerne ikke indgår i landbrugets privatøkonomiske optimering, fører produktionen til en generel velfærdsforringelse, fordi det privatøkonomisk optimale forureningsomfang overstiger det samfundsøkonomisk optimale. Det er derfor en opgave for myndighederne at regulere landbrugets miljøpåvirkning, således at den er på det samfundsøkonomisk optimale niveau.

Behov for en geografisk varierende regulering

Når miljøets følsomhed varierer geografisk, vil generelle reguleringer, hvor de geografiske variationer ikke inddrages, føre til ineffektive løsninger. Dette er blandt andet blevet fremført i Opaluch & Segerson (1991). De reguleringsmæssige implikationer heraf kan udtrykkes ved, at omkostninger og gevinster ved miljøregulering varierer geografisk. Dette skal afspejles i valget af reguleringsystem.

Generel eller lokal regulering?	Spørgsmålet er, om omkostningseffektiv opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætning bedst opnås gennem generel regulering, gennem lokal regulering eller en kombination af generel og lokal regulering. I det følgende diskuteres sammenhængen mellem den generelle nationale miljøregulering og opnåelsen af målene i Vandrammedirektivet.
Kan generel regulering stå alene?	Generel regulering omfatter regler, afgifter og lignende, som pålægges landmændene ensartet uanset variationer i deres bidrag til miljøbelastningen og miljøets følsomhed. En generel regulering kan derfor være omkostningseffektiv til opnåelse af Vandrammedirektivets mål, såfremt målene opnås præcist gennem en ensartet indsats over hele landet.
Stramning af eksisterende regulering er dyr	Imidlertid viser hidtidige analyser, at en stramning af den eksisterende regulering – f.eks. i form af en reduktion af de eksisterende kvælstofnormer fra de nuværende 90 pct. til 80 pct. af det driftsøkonomisk optimale niveau – ser ud til at føre til væsentlig højere reduktionsomkostninger pr. kg kvælstofudvaskning end målrettede tiltag som arealudtagning på lavbundsjord, jf. Schou m.fl. (2007). Desuden har de arealbaserede tiltag – som er eksempler på lokale virkemidler – typisk en markant effekt på både kvælstof- og fosforudledningerne, hvilket ikke nødvendigvis er tilfældet ved stramninger af den generelle regulering. Dette taler for, at det næppe er økonomisk hensigtsmæssigt at forfølge Vandrammedirektivets mål udelukkende gennem en stramning af den eksisterende generelle regulering.
Generel regulering er fortsat relevant	Såfremt der ikke er andre eksternaliteter ved landbrugets kvælstof- og fosforudledning end de, som er afspejlet i Vandrammedirektivets målsætninger, kan regulering rettet alene mod de lokale mål stå alene, men kvælstofanvendelsen fører til generelle eksternaliteter som ammoniakfordampning, udledning af klimagasser samt evt. generel risiko for nitratbelastning af grundvandet. Desuden øger en fortsat nettotilførsel af fosfor til landbrugsjorden risikoen for fosfortab til vandmiljøet. Derfor vil der udover den lokale regulering fortsat være behov for at lægge et “bundniveau” gennem en generel national regulering af landbrugets kvælstof- og fosforanvendelse.

Udformning af den generelle regulering

Det udestående spørgsmål om den generelle regulering er, hvordan den skal udformes, og hvor højt bundniveauet for kvælstof- og fosforudledningen skal være.

Kvælstofnormer er uflexible

Den nuværende norm for kvælstoftildeling indebærer, at der beregnes et skønnet optimalt kvælstofforbrug for det enkelte landbrug. Hvis landbruget har husdyr, korrigeres for den skønnede gødningsværdi af husdyrgødningen. Det maksimale kvælstofforbrug fastsættes herefter til 90 pct. af den driftsøkonomisk optimale tildeling for den enkelte afgrøde med en række justeringer for blandt andet nedbør. Der er således tale om en individuel kvælstofkvote for hver enkel bedrift. Ulempen ved denne regulering er, at der ikke er fleksibilitet til at omfordele kvælstofanvendelsen og dermed reduktionsindsatsen mellem bedrifter. Samtidigt er det næppe muligt at differentiere kvælstofkvoten lokalt for at afspejle forskelle i miljøfølsomheden, idet dette vil give tilskyndelser til "grænsehandel" mellem landmænd, som er umulig at kontrollere.⁸

En national afgift på kvælstofinput er at foretrække

I forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III blev der gennemført en analyse, hvor den eksisterende regulering blev sammenlignet med en generel kvælstofafgift baseret på kvælstoftabet, jf. Jacobsen m.fl. (2004). Kvælstoftabet angiver mængden af kvælstof, som landbruget taber til miljøet. Analysen viste, at en afgift på 3 kr. pr. kg kvælstofinput i handelsgødning og foder vil føre til samme effekt som tiltagene i Vandmiljøplan II. De gennemsnitlige reduktionsomkostninger ved denne afgift blev estimeret til 10 kr. pr. kg reduceret kvælstofudledning, hvilket skal sammenlignes med en estimeret omkostning på 13 kr. pr. kg reduceret kvælstofudledning med de hidtil anvendte regelbaserede

- 8) Driftsøkonomisk optimalitet medfører, at en landbrugsvirksomhed gødsker, indtil merudbyttet ved et kilo gødning er lig den marginale omkostning. Hvis virksomheden tvinges væk fra dette niveau, medfører det, at den vil kunne tjene ved at øge gødskningen ud over kvoten. Jo længere under det driftsøkonomiske optimale niveau der gødskes, jo større er incitamentet til at omgå kvælstofkvoten – f.eks. ved at handle kvælstof med landbrug, der ikke bruger hele deres kvote.

tiltag. Resultaterne understøttes af analyser i Hansen og Hasler (2007).⁹

Afgift bør erstatte kvælstofnormen

Analyserne peger således på, at en afgift baseret på det samlede kvælstofinput i foder og handelsgødning vil være mere omkostningseffektiv end den hidtil anvendte regelbaserede regulering, givet at målet er en reduktion af det nationale kvælstoftab. Hvis en kvælstofafgift indføres, bør den erstatte den eksisterende generelle regulering, fordi de omkostningsbesparende egenskaber ved en afgift kun realiseres, såfremt afgiften erstatter den eksisterende regulering. Indføres en afgift "oven i" den eksisterende regulering, vil en række af de tilpasninger, som erhvervet må forventes at gennemføre som reaktion på afgiften, ikke finde sted.

National kvælstofkvote er også en mulighed

Et muligt alternativ til en kvælstofafgift kunne være en national kvælstofkvote. Kvoten fastsætter et loft for det samlede kvælstofinput i foder og handelsgødning til landbruget i Danmark. For at give størst mulig fleksibilitet og derved minimere reguleringsomkostningerne skal det være muligt for landmændene at handle med kvoterne.

Valg mellem afgift og omsættelig kvote

En national omsættelig kvote og en national afgift kan principielt lede frem til den samme reduktion i kvælstofinput til de samme samfundsøkonomiske omkostninger. Der er dog én væsentlig forskel mellem en afgift og en kvote. Ved en afgift vil prisstigningen på kvælstofinput og dermed den driftsøkonomiske konsekvens for landmanden være kendt i form af afgiftssatsen, men den resulterende adfærdsændring og reduktion i kvælstofanvendelsen kendes først, når tilpasningen til afgiften er fuldt gennemført. Modsat er der ved en national kvote sikkerhed for den samlede kvælstofanvendelse, men omkostningerne (kvoteprisen) kendes først, når landbruget har tilpasset sig reguleringen. Derudover vil en afgift i udgangspunktet skabe et provenu og dermed en årlig statsfinansiell indtægt, medmin-

9) Analysen i Hansen og Hasler (2007) vedrører en reduktion af landbrugets kvælstofinput, hvilket adskiller sig fra Jacobsen m.fl. (2004), hvor målvariablen er kvælstofudvaskning. Bl.a. derfor er størrelsesordenen af reduktionsomkostningerne i de to analyser væsentligt forskellige, idet kvælstofudvaskningen kun udgør en del af det samlede kvælstofinput.

dre provenuet tilbageføres. Provenuet ved en kvote vil tilsvarende tilfalde erhvervet eller staten afhængigt af, hvordan kvoterne initialt tildeles, og om der er tale om engangskvoter eller årlige fornybare kvoter. Ligesom for kvælstofnormen gælder det, at det næppe er muligt at graduere en kvælstofafgift eller -kvote lokalt for at afspejle forskelle i miljøfølsomheden, fordi det tilskynder til "grænsehandel" med kvælstof mellem landmænd.

Mindre administration ved en afgift

Sidst skal omtales, at et system af nationalt omsættelige kvoter kan være administrativt tungt, hvilket kan stå i vejen for opnåelsen af den mulige omkostningsbesparelse. Dette taler for at vælge afgiftsmodellen. Omvendt kan et system med omsættelige kvoter indføres relativt enkelt i dag ved at tillade handel med de eksisterende kvælstofnormer.

Højere bundniveau for reduktion af kvælstofanvendelse hvis den generelle regulering omlægges

Som en gevinst ved omlægning af kvælstofnormerne til afgifter skal fremhæves, at den øgede fleksibilitet vil føre til reducerede tilpasningsomkostninger i erhvervet. Dertil kommer dog erhvervets omkostninger til afgiften, afhængigt af om provenuet tilbageføres eller ej. Således vil samfundsomkostningerne ved at hæve bundniveauet for en reduktion af kvælstofudledningen være mindre ved en afgift end ved den eksisterende regulering. Det betyder, at der ved en omlægning af den eksisterende regulering til en afgift eller omsættelig kvoter kan opnås en større miljøeffekt til de samme samfundsomkostninger som i dag.

Hvor stor skal kvælstofafgiften være?

Ved fastlæggelse af størrelsen af en kvælstofafgift kan anlægges to tilgange. Den ene er, at såfremt afgiften erstatter de nuværende kvælstofnormer, vil en afgift svarende til kvælstofnormernes skyggepris svare til, at det eksisterende reguleringsomfang som minimum bibeholdes. Den anden tilgang er at fastsætte afgiftssatsen svarende til de marginale omkostninger ved de generelle eksternaliteter, som er årsagen til reguleringen. Kombineres tilgangene, kan der gives et bud på et interval for en kvælstofafgift. Den eksisterende kvælstofafgift (på kvælstofanvendelse uden for landbruget) er på 5 kr. pr. kg kvælstof, hvilket godt og vel modsvarer kvælstofnormens skyggepris. Tages udgangspunkt i dette niveau, og lægges dertil et bidrag på kr. 2,5 pr. kg kvælstof svarende til reguleringen af lattergasemissioner-

ne, fås et interval for en kvælstofafgift på mellem 5 og 7,5 kr. pr. kg.

Fosforafgift kan endnu ikke evalueres

Landbrugets fosforanvendelse reguleres i dag gennem en afgift på 4 kr. pr. kg mineralsk fosfor i foder. Afgiften blev introduceret i 2005 med henblik på at understøtte målsætningen om halvering af fosforoverskuddet i landbruget, og der er endnu ikke tilstrækkelig grundlag for at konkludere, om afgiften har det rette niveau eller ej. At afgiften ikke pålægges fosfor i handelsgødning – men kun i foder – skyldes, at tildeling af fosfor gennem handelsgødning i høj grad kan tilpasses planternes behov. Problemet med husdyrgødning er, at det ikke er muligt via foderet tilsvarende at dosere andelen af fosfor i gødningen, og at den typisk udbragte mængde langt overstiger, hvad planterne kan optage.

Erfaringer med lokal regulering af landbruget

I det følgende beskrives regulering til opnåelse af lokale mål for reduktion af landbrugets kvælstof- og fosforudledninger. For søer og kystnære vande gælder det, at der er en vis fleksibilitet med hensyn til, hvilke virkemidler der kan anvendes, og hvor de kan anvendes. Det giver mulighed for at fordele reduktionsindsatsen efter, hvor den er mest omkostningseffektiv. En mulighed er at inddrage landbrugene i beslutningerne om, hvilke arealer der skal udtages eller miljøeffektiviseres.

Etablering af vådområder under Vandmiljøplan III

Etablering af vådområder på landbrugsjord foregår i dag under Vandmiljøplan III ved brug af frivillige aftaler mellem interesserede landbrug og Direktoratet for Fødevarerhverv. Det foregår oftest på den måde, at flere landbrug går sammen om at etablere et vådområde. De henvender sig herefter til den lokale landboforening, som vejleder og hjælper dem med at sende en ansøgning til Direktoratet for Fødevarerhverv. Direktoratet behandler ansøgningen, og hvis det skønnes, at etablering af vådområdet vil give en reduktion i kvælstofbelastningen på mindst 100 kg pr. ha, vil ansøgningen blive godkendt. Tilskuddet til at afgive jord til vådområder er en fast sats på 3.800 kr. pr. ha plus etableringsomkostninger.

Frivillige ordninger ikke tilstrækkelige	Erfaringerne med de frivillige ordninger viser, at disse langt fra er tilstrækkelige til at realisere de nationale mål. Målsætningen i VMP III om en 13 pct. reduktion af kvælstofudvaskningen er ikke blevet opfyldt, idet der ikke kan påvises nogen reduktion af kvælstofudvaskningen i perioden i 2003 til 2007, jf. Waagepetersen m.fl. (2008). Ligeledes er den samlede finansielle ramme til de frivillige aftaler ikke blevet opbrugt. Dog forventes delmålsætningen for omfanget af vådområder på 6.900 ha opfyldt.
Ringe tilslutning til miljøvenlige jordbrugsordninger	Etablering af vådområder var blot en af flere geografisk målrettede miljøvenlige jordbrugsordninger (MVJ-ordninger), hvortil der blev givet arealtilskud. Øvrige ordninger var ændret afvanding, ekstensivering af randzoner, plejegræs, efterafgrøder mv. Tilslutningen til ordningerne har været begrænset, også efter at tilskuddene i 2003 blev hævet, selvom dette medførte en vis stigning i ansøgningerne, jf. Kvistgaard Consult (2003).
Kvælstofkontrakter ...	En anden frivillig ordning har været kvælstofkontrakter. Disse er blandt andet interessante, fordi de i princippet indeholdt et element af konkurrence mellem de foreslåede projekter. Kontrakterne gik ud på at reducere udvaskning af kvælstof gennem reduktion af tildelingen af kvælstof i forhold til den eksisterende norm. Incitamentet var en kompensation på op til 950 kr. pr. ha pr. år i fem år for reduktion af de specifikke afgrøders kvælstofkvote. Ved brug af en licitationsmodel var forventningen, at reduktioner i kvælstoftildelingen kunne opnås, hvor det var billigst. I princippet skulle projekterne udvælges efter den laveste pris og den største reduktionsprocent og herefter efter "først-til-mølle" princippet.
... viste sig at være for dyre	Kvælstofkontrakterne blev introduceret i 2002, men ordningen ophørte allerede ved udgangen af 2003, blandt andet fordi kontrakterne viste sig at være for dyre. Med en gennemsnitlig pris på 169 kr. pr. kg reduceret udvaskning af kvælstof var kvælstofkontrakter den dyreste af MVJ-ordningerne. En af årsagerne var, at en del af de deltagende landbrug ikke brugte deres kvælstofkvote fuldt ud, allerede inden indgåelse af kontrakterne. Således blev kun 65 pct. af

den tilbudte reduktion til et reelt lavere forbrug, jf. Jacobsen (2004).

Miljøauktioner i USA er ikke effektive

Licitationsprincippet for kvælstofkontrakterne minder en del om en landbrugs- og miljøordning i USA, hvor auktioner er blevet brugt til at regulere landbrugets udledninger i miljøfølsomme områder, jf. boks I.4. I teorien er auktioner gode til at afsløre landbrugenes omkostninger til miljøprojekter, fordi konkurrencen mellem projekterne får landbrugene til at sætte en pris, der svarer til deres omkostninger. Der er dog risiko for, at landbrug med projekter på lavbundslande i deloplande med stort indsatsbehov foreslår en pris, der overstiger deres omkostninger, fordi de ved, at myndighederne kan hente store miljøgevinster ved at udtage denne jord. Hvis der er få landbrug i et delopland, vil der ligeledes være en tilskyndelse til, at deltagende landbrug i en miljøaktion laver indbyrdes aftaler om prisen på deres projekter for at maksimere provent af auktionen.

Frivillige aftaler eller auktioner er ikke tilstrækkelige

Erfaringerne fra Vandmiljøplanerne og evalueringerne af det amerikanske miljøauktionsprogram indikerer, at Vandrammedirektivets målsætning ikke kan nås med frivillige ordninger alene. Således har Vandmiljøplan III haft meget begrænset effekt med hensyn til den ønskede kvælstofreduktion, fordi der har været ringe tilslutning til de frivillige ordninger fra landbrugets side. Erfaringerne med kvælstofkontrakter under Vandmiljøplan II viste en meget høj gennemsnitlig pris pr. kilo reduceret kvælstof, jf. Jacobsen (2004). Der synes derfor at være et behov for at ændre reguleringen med henblik på at sikre bedre overensstemmelse mellem indsats og mål. På den baggrund bør tvungne ordninger overvejes for at nå Vandrammedirektivets mål. Alternativt kan det overvejes at supplere de frivillige ordninger med en trussel om en tvungen tilpasning, hvis Vandrammedirektivets målsætning ikke opfyldes. Dette vil blive diskuteret senere i afsnittet.

Auktioner bruges til kontrol af diffus forurening i USA. Siden 1985 er auktioner blevet praktiseret under The Federal Conservation Reserve Program til at udtage miljøfølsom landbrugsjord.

Auktioner under The Federal Conservation Reserve Program foregår på den måde, at landbrugene i miljøfølsomme områder opfordres til at foreslå projekter, der mindsker miljøbelastningen. F.eks. kan en landmand foreslå at tage en del af sin jord ud af omdrift. Herefter beregner miljømyndigheden de miljømæssige gevinster af hvert projekt. Disse meddeles til det pågældende landbrug, som derefter foreslår en pris for projektet. Hvis projektet omhandler arealudtagning, er prisen en lejeafgift for at udtage landbrugsjord i 10-15 år. Miljømyndigheden rangordner projekter efter deres miljømæssige gevinster og den foreslåede pris, og de højst rangerede projekter udvælges.

Givet at landbrug er profitmaksimerende virksomheder, må det forventes, at landbrug, der deltager i auktioner, vil søge at maksimere deres provenu af at deltage. En udfordring ved miljøauktioner er, at hvis et landbrug ved, at et areal har høj værdi for miljømyndigheden, kan denne viden i sig selv være med til at øge prisen for at udtage det. Analyser viser, at hvis landbrugene har kendskab til de miljømæssige gevinster af deres projekter, er tendensen, at landbrugene foreslår en pris, der overstiger deres omkostninger til projekterne, jf. Cason og Gangadharan (2004, 2005) og Cason, Gangadharan og Duke (2003). Dette gælder primært projekter med høje miljømæssige gevinster.

Når profitten af at deltage i miljøauktioner er defineret som forskellen mellem lejeindtægten fra projektet og omkostningerne til projektet, viser en analyse, at landbrugenes profit er stigende med tiden, jf. Kirwan m.fl. (2005). Det indikerer, at det tager tid at lære at "profitere" af miljøauktionerne.

Lokal regulering og valg af styringsmidler

I det følgende gennemgås forskellige modeller for tilrettelæggelse af den lokale regulering, og det diskuteres, hvorledes der kan etableres de rette økonomiske incitamentter til at opnå Vandrammedirektivets mål.

Sondring mellem vandløb samt søer og kystnære vande	Der er stor forskel på fleksibiliteten med hensyn til valg af virkemidler og dermed også til mulighederne for regulering af de forskellige typer af overfladevand som vandløb, søer og kystnære vande.
Reduceret vandløbsvedligeholdelse ...	For vandløb kræver en realisering af Vandrammedirektivets mål ophør med – eller reduceret brug af – vandløbsvedligeholdelse, jf. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (2007). Dette er en direkte konsekvens af målsætningen om tilbagevenden til oprindelig god fysisk tilstand.
... kan ske gennem stramning af vandløbsregulativ	De fysiske mål for vandløbene kan gennemføres ved at fastsætte regler for mere skånsom vedligeholdelse af vandløbene i Vandløbsregulativerne. Det forventes, at mange vandløbsnære arealer udtages, idet disse bliver oversvømmet jævnlige ved ophør med vandløbsvedligeholdelse.
Eventuel kompensation for tab	Der er således meget begrænsede muligheder for regulering af vandløbene ved hjælp af økonomiske incitamenter. Den økonomiske diskussion omkring vandløbene vedrører eventuel kompensation til landbruget for tab som følge af, at vandløbsnære arealer må tages ud af omdrift. Her er tre modeller: 1) Myndighederne foretager sig ikke videre, og kompensation afhandles ved, at landmændene fører erstatningssager mod kommunerne. 2) Kommunerne indgår i en forhandling med landmændene, og der søges en frivillig løsning baseret på tilskud under landdistriktsprogrammet (hvorunder tilskud til miljøvenligt landbrug hører) og gennem jordfordeling. Denne model er anvendt i forskellige naturgenopretningsprojekter. 3) Arealerne langs vandløbene eksproprieres af kommunerne eller staten. Denne model er anvendt som supplement til model 2 i forskellige naturgenopretningsprojekter.
Fleksibilitet ved indsats for søer og kystnære vande	For søer og kystnære vande gælder det, at der for hvert delopland er mere fleksibilitet med hensyn til, på hvilke arealer reduktionsindsatsen skal lægges. Selv om arealudtagning og etablering af vådområder vurderes generelt at være de mest omkostningseffektive virkemidler, er der også en vis fleksibilitet med hensyn til valg af virkemidler. Eftersom den enkelte landmand har bedst kendskab til sin

produktionsteknologi, bør han ideelt set selv beslutte, hvordan reduktionsindsatsen fordeles inden for virksomheden. Dog viser erfaringerne fra Vandmiljøplan III, at frivillige ordninger alene ikke giver en tilstrækkelig indsats til at sikre målopfyldelse. I det følgende diskuteres lokal regulering for søer og kystnære vande.

Et landbrugs udledninger kan ikke observeres

Kvælstof- og fosfortabet fra et landbrug er diffus udledning, hvorfor konkret måling heraf er umulig i praksis. Det er i praksis også næsten umuligt at estimere et landbrugs udledninger på grundlag af andre observerbare variable. Ligeledes er der ikke incitament, der sikrer, at hvert landbrug videregiver denne information til miljømyndigheden frivilligt.

Information myndighederne har til rådighed

For at kunne virke optimalt bør den lokale regulering og kontrol med landbrugets udledninger tage udgangspunkt i information, som myndighederne har til rådighed og som ikke er uforholdsmæssig dyr at indsamle. I tilrettelæggelsen af den lokale regulering er det derfor relevant at gøre status over, hvilken information myndigheden har til rådighed. I afsnit I.2 blev der redegjort for, at myndighederne kender belastningsniveauet og dermed indsatsbehovet for hver recipient. Ligeledes har myndighederne adgang til information om miljøfølsomheden for landbrugsarealer på markniveau. Endelig har myndighederne adgang til information om hvert tekniske virkemiddels generelle omkostningseffektivitet og effektivitet med hensyn til kvælstof- og fosforreduktion. Myndighederne ved også, at arealudtagning på lavbundslande generelt er det mest omkostningseffektive virkemiddel, jf. analysen i afsnit I.2 og Schou m.fl. (2007).

Hvert landbrug kender sin produktions-teknologi

Hvert landbrug kender naturligvis sit produktionsapparat. Dette og den offentlige tilgængelige information om virkemidlernes generelle omkostningseffektivitet er information, der er nødvendig for at kunne fordele reduktionsindsatsen omkostningseffektivt i hver bedrift.

En udledningsafgift er ikke mulig

En udledningsafgift er en afgift, der pålægges udledningerne fra hvert landbrug, således at der tages højde for de samfundsøkonomiske omkostninger af udledningerne, når den optimale produktion fastsættes. I teorien kan en udled-

ningsafgift bruges til at nå et ønsket udledningsniveau. Men i praksis er det umuligt at afregne afgiften, når landbrugets udledninger ikke er kendt.

Miljøafgifter løser synlighedsproblem

Som alternativ til en udledningsafgift er blevet foreslået en miljøafgift på den samlede belastning af recipienten, som jo observeres, jf. Segerson (1988). Her argumenteres for, at det direkte mål for miljøreguleringen bør være belastningsomfanget på recipienten, idet den negative eksternalitet af landbrugets produktion er den belastning, som udledningen skaber – og ikke udledningen i sig selv. Miljøafgifter på belastningsomfanget giver hvert landbrug de rigtige incitamenter til en omkostningseffektiv fordeling af udledninger, der tager højde for de specifikke arealers miljøfølsomhed.

Hvert landbrug betaler den fulde afgift?

Den krævede afgift for det enkelte landbrug afhænger i den skitserede model af den samlede belastning af recipienten og dermed indirekte af hele gruppen af forurenere samlede udledning – således ikke kun af landbrugets egen udledning. Hvis belastningen overstiger det ønskede niveau, betaler hvert landbrug de fulde samfundsomkostninger af den miljøskade, som er forbundet med afvigelsen i belastningen. Fordelen er, at hvert landbrugs incitament til reduktion af udledninger er lig de samfundsøkonomiske marginale gevinster af reduktionen.

Ikke retfærdig fordeling af afgiftsbyrde

Det kan dog argumenteres, at en sådan miljøafgift ikke fordeles retfærdigt over landbrug. Dette kan illustreres med følgende eksempel, hvor der er to landbrug i gruppen af potentielle forurenere. Det ene landbrug er meget miljøbevidst og gør sit til at opnå den ønskede miljøbelastning. Det andet landbrug reagerer ikke fuldt på miljøafgiften – af irrationelle årsager – og forårsager, at miljøbelastningen overskrider det ønskede niveau. Miljøafgiften af overskridelsen vil da blive afkrævet af både det miljøbevidste og det mindre miljøbevidste landbrug. Derfor forekommer det urealistisk at regulere landbruget med en sådan miljøafgift.

Frivillig tilpasning til et miljømål kombineret med en trussel om en miljøafgift

I Segerson og Wu (2006) præsenteres derfor en alternativ reguleringsmekanisme, der kombinerer muligheden for frivillig reduktion af miljøbelastningen med en baggrunds-trussel om introduktion af en miljøafgift, hvis belastningen efter en periode ikke er reduceret til det af miljømyndigheden fastsatte niveau.

Hvordan fungerer den kombinerede tilgang?

Segerson og Wu viser, hvordan afgiftstruslen kan konstrueres, således at belastningsniveauet altid nås frivilligt, og afgiftstruslen ikke aktiveres. I periode 1 tilbydes landbrugene at nå det specifikke belastningsniveau uden indblanding fra myndighederne – dog trues der med en miljøafgift, hvis belastningsniveauet overskrides ved udgangen i perioden. Afgiften er en miljøafgift som beskrevet ovenfor. I periode 2 observerer myndighederne, om belastningsniveauet for recipienten er nået. Hvis ja: Myndighederne blander sig ikke. Hvis nej: Myndighederne afholder omkostninger til at indsamle information om hvert landbrugs karakteristika og pålægger hvert landbrug en miljøafgift, der medfører, at landbrugene reducerer deres miljøpåvirkning, indtil det krævede niveau for den samlede belastning nås. Miljøafgiften kan introduceres med eller uden tilbagevirkende kraft.

Mulighed for at undgå omkostninger til beregning af miljøafgift

I forhold til rene frivillige aftaler er fordelene ved den kombinerede tilgang, at det ønskede belastningsniveau altid nås. Dette er ikke tilfældet ved rene frivillige aftaler. I forhold til en standard tvungen miljøafgift, som foreslået i Segerson (1988), er fordelene, at store administrative omkostninger til beregning af afgiften kan spares. Her tænkes på omkostninger til at indsamle information om hvert enkelt landbrugs produktionsteknologi.

Ligevægt med frivillig tilpasning

Forudsætningerne for, at belastningsniveauet nås frivilligt, er dels, at afgiftstruslen er pålidelig, og dels, at landbrugenes reduktionsomkostninger er under et vist niveau. Førstnævnte svarer til, at myndighedernes informationsomkostninger er tilstrækkelig små i forhold til gevinsten ved at indføre afgiften.

Free riding ...	Analysen inddrager, at landbrugene er forskellige og således kan have forskellige marginale reduktionsomkostninger. For at sikre at alle landbrug reducerer belastningen og når det samlede belastningsmål frivilligt, sættes miljøafgiften således, at det landbrug med de højeste reduktionsomkostninger er indifferent mellem at nå belastningsmålet frivilligt eller betale miljøafgiften. Det kan medføre, at landbrug med lave reduktionsomkostninger frivilligt reducerer deres belastning mere end nødvendigt. Omvendt giver det et incitament til free riding for landbrug med høje reduktionsomkostninger. Der er ingen free riding problemer, hvis afgiftstruslen indføres med tilbagevirkende kraft, således at landbrugene eventuelt også beskattes af deres belastning i periode 1.
... kan undgås	
Bedst ved lille antal landbrug	Hvis afgiftstruslen aktiveres, skal miljøafgiften kunne opnå det ønskede belastningsniveau. En betingelse for dette er, at den enkelte landmand skal forudsætte, at hans bestræbelser på at reducere sin virksomheds miljøbelastning påvirker det samlede belastningsniveau af recipienten og dermed den miljøafgift, som det afkræves. Hvis den enkelte landmand derimod tager miljøafgiften for givet og forventer, at det samlede belastningsniveau er uafhængigt af hans produktion, vil han ikke bestræbe sig på at reducere sin miljøbelastning. Dette indikerer, at en kombination af frivillighed og miljøafgifter har de bedste forudsætninger i deloplande med få landbrug.
Kombineret tilgang kan tilpasses den eksisterende regulering	I det følgende beskrives, hvordan kombinationen af frivillig tilpasning og en afgiftstrussel kan tilpasses den eksisterende lokale regulering og Vandrammedirektivets målsætning og samtidig være omkostningseffektiv.
Anbefalinger: Frivillige aftaler og dyrkningsafgift	Frivillige aftaler kombineret med en dyrkningsafgift De hidtidige erfaringer med kvælstofkontrakter og de øvrige frivillige ordninger under Landdistriktsprogrammet viser enten for høje samfundsomkostninger eller for lille tilslutning til at nå målsætningen. For at rette op på dette problem foreslås det at kombinere muligheden for en frivillig indsats med en dyrkningsafgift. Forslaget til en reguleringsmekanisme består af 4 dele: et foreløbigt indsatsprogram, en

dyrkningsafgift, muligheden for frivilligt at udarbejde et alternativt indsatsprogram samt tilskud til anvendelse af de resulterende virkemidler. I de følgende afsnit uddybes de enkelte dele af reguleringsmekanismen, ligesom det samlede forslag præsenteres i boks I.5.

Frivillig indsats kan give lavere omkostninger

Motivationen for at give landbrugene mulighed for frivilligt at udarbejde et eget indsatsprogram er, at hver landmand har bedst kendskab til sit produktionsapparat. Ideelt bør han derfor selv bestemme, hvordan reduktionsindsatsen fordeles inden for bedriften. Samtidigt kan der være en gevinst ved, at landmændene indbyrdes fordeler indsatsen mellem sig.

Foreløbigt indsatsprogram

Miljømyndighederne udmelder et foreløbigt indsatsprogram, som er en plan for udtagning af specifikke miljøfølsomme arealer i hvert delopland. Omfanget af udtagningen sættes på et niveau, der giver stor sikkerhed for målopfyldelse. Indsatsprogrammet udarbejdes med en rimelig og ligelig fordeling af arealudtagningen mellem de landbrug, som har miljøfølsomme arealer i deloplandet. Det vil sige, at de enkelte landbrug skal udtage en tilnærmelsesvis lige stor andel af deres miljøfølsomme arealer.

Hvad er miljøfølsomme arealer?

Miljøfølsomme arealer er især arealer med højt potentiale for reduktion af kvælstof- og fosforudledningen (bl.a. lavbundsjord) samt arealer med høj risiko for fosfortab til vandmiljøet. Danmarks Miljøundersøgelser og Dansk Jordbrugsforskning har både i afsluttede og igangværende projekter arbejdet med at kortlægge miljøfølsomheden for landbrugsarealer i Danmark på markniveau, jf. bl.a. Danmarks Miljøundersøgelser (2006).

En dyrkningsafgift på miljøfølsomme arealer

Samtidig med annonceringen af det foreløbige indsatsprogram introducerer den statslige miljømyndighed en afgift pr. ha for dyrkning af miljøfølsomme arealer. Afgiften omfatter kun miljøfølsomme arealer, som er omfattet af det endelige indsatsprogram (se nedenfor og boks I.5).

Ingen afgift på arealer, som ikke indgår i indsatsprogrammet

Givet at hensynet til de generelle eksternaliteter (ammoniakfordampning, minimumsudsivning mv.) af landbrugets udledninger foreslås reguleret gennem en national kvælstofafgift, er der ikke yderligere behov for at påvirke landbru-

gets adfærd på de arealer, som ikke er omfattet af indsatsprogrammet. I forslaget skal landbrugene derfor ikke betale dyrkningsafgift for at dyrke marker, som ikke indgår i indsatsprogrammet.

Afgiftssats på de berørte miljøfølsomme arealer

Afgiftssatsen sættes højere end den forventede jordrente, så den tilskynder til at udtage de miljøfølsomme arealer udpeget i det foreløbige indsatsprogram. I udgangspunktet er satsen ens for de miljøfølsomme arealer. Om afgiften opnår den ønskede arealudtagning evalueres løbende. Hvis det ikke er tilfældet, justeres afgiften under hensyntagen til udviklingen i verdensmarkedspriserne på afgrøder mv. Der er i Vandrammedirektivet lagt op til at indsatsprogrammerne opdateres af de lokale vanddistriktsmyndigheder hver 6. år. Det vil være naturligt at justere dyrkningsafgiftssatsen med samme interval.

Fritagelse for afgift ved tilslutning til det foreløbige indsatsprogram

Et landbrug har nu mulighed for at følge det foreløbige indsatsprogram og udtage den anviste del af sin miljøfølsomme jord. I givet fald bliver landbruget helt fritaget for dyrkningsafgiften. Samtidig er landbruget berettiget til tilskud til udtagningen. Tilskuddet fastsættes under samme vilkår som for de frivillige ordninger under landdistriktsprogrammet i dag. Det betyder, at der er tale om en fast sats pr. ha svarende til de gennemsnitlige budgetomkostninger ved arealudtagning.

Lave administrationsomkostninger og dermed troværdig afgiftstrussel

Dyrkningsafgiften må forventes at medføre lave administrationsomkostninger. Landbrugsarealernes miljøfølsomhed bliver allerede opgjort i forvejen i forbindelse med vandplaner og indsatsprogrammer, jf. afsnit I.2. Desuden skal det overvåges, om landbrugsarealerne i de foreløbige indsatsprogrammer dyrkes eller ej, hvilket der allerede i dag er opbygget en administrativ rutine for i regi af kontrollen af EU's landbrugsordninger.

Landbrug kan udarbejde et alternativt indsatsprogram

Afgiften og det foreløbige indsatsprogram annonceres i 2009, dvs. på samme tid som vandplanerne med beskrivelse af indsatsbehov skal foreligge. Samtidigt med annonceringen af dyrkningsafgiften udmeldes også de lokale mål for reduktion af kvælstof- og fosforbelastningen. Der meddeles i den forbindelse en alternativ mulighed for fritagelse fra

dyrkningsafgiften. Landbrugene i hvert delopland til en recipient tilbydes som en samlet gruppe eller i delgrupper at udarbejde deres eget alternative indsatsprogram. Landbrugene kan således – evt. i samarbejde med kommunen og den lokale landbrugsrådgivning – præsentere et realistisk alternativt indsatsprogram for, hvordan de udmeldte reduktionsmål opnås for de involverede landbrugs vedkommende. Dette indsatsprogram kan indeholde både udtagning og øvrige tekniske virkemidler med dokumenteret effekt på kvælstof- og fosforudledninger. Hvis miljømyndigheden vurderer, at iværksættelse af det alternative indsatsprogram er tilstrækkelig til at opnå de udmeldte mål for de involverede landbrugs vedkommende, træder det alternative program i stedet for det foreløbige. For de involverede landbrug opnås fritagelse for dyrkningsafgift som beskrevet ovenfor. Vurderingen og gennemførelsen af indsatsprogrammet skal foreligge inden 2012, som er sidste frist for iværksættelse af foranstaltningerne i indsatsprogrammerne. Hvis det alternative indsatsprogram ikke kan godkendes, kan landbrugene i deloplandet stadig individuelt vælge mellem at udtage de foreskrevne arealer i miljømyndighedernes første foreløbige indsatsprogram eller betale dyrkningsafgiften for disse arealer.

Tilskud til brug af virkemidler

De eksisterende frivillige miljøordninger under landdistriktsprogrammet bør fortsætte og tilpasses opnåelsen af Vandrammedirektivets mål. De frivillige miljøordninger kan derved indgå ved udarbejdelse af indsatsprogrammerne, således at landbrugene – ligesom i dag – indgår aftaler om tilskud til at ændre dyrkningspraksis og arealanvendelse med henblik på at reducere kvælstof- og fosforbelastningen. Eksempler er aftaler om arealudtagning på lav- eller høj-bundsjerde, etablering af randzoner langs vandløb og søer og efterafgrøder. Tilskuddene er faste satser svarende til de gennemsnitlige budgetomkostninger ved tiltagene. Ordningerne administreres i dag af Direktoratet for Fødevarerhverv. I afsnit I.5 diskuteres mulighederne for finansiering af indsatsen nærmere.

Aftaler om omfordeling af tilskud

Hvis en gruppe af landbrug indgår aftale om et alternativt indsatsprogram, kan gruppen frit beslutte sig for fordelingen af tilskuddene til indsatsprogrammet mellem sig. Dette kan

komme på tale, hvis reduktionsomkostningerne varierer hen over landbrugene i gruppen. Et eksempel kan være to landbrug i et opland, hvor der skal udtages 2 ha landbrugsjord for at nå Vandrammedirektivets mål. Udtagingsomkostningerne efter modtagelse af tilskuddet for landbrug A er 2.000 kr. pr. ha og for landbrug B på 1.000 kr. pr. ha. Da vil det kunne betale sig for begge landmænd, at landmand A betaler landmand B op til 1.000 kr. pr. ha for at påtage sig den samlede udtagingsforpligtigelse.

Deltagelse i indsatsprogrammer er bindende

Det overvåges løbende, om aftalerne overholdes. Hvis et landbrug ikke overholder sine aftaler, pålægges det dyrkningsafgiften på de arealer, hvor de aftalte virkemidler ikke anvendes. Desuden overvåges det løbende, f.eks. i forbindelse med justeringerne af vandplanerne hvert 6. år, om de aftalte indsatsprogrammer medfører målopfyldelse. Hvis det ikke er tilfældet, eller hvis det sker en overopfyldelse af målet, justeres indsatsen.

Erfaringer med kollektive planer

Der er i dag erfaringer med miljø- og naturprojekter, hvor flere landmænd indgår i fællesskab. Igennem årene har der været gennemført mange større og mindre naturgenopretningsprojekter, som bliver organiseret af statslige myndigheder, men hvor landmændene indgår ved at ekstensivere landbrugsdriften eller helt afstå jorden dels gennem tilskudsordninger og dels gennem jordfordeling.

AGWAPLAN-projektet

Desuden er der med støtte fra EU's LIFE-midler indhøstet interessante erfaringer i et igangværende projekt AGWAPLAN, som udføres i samarbejde mellem 22 landmænd og Dansk Landbrugsrådgivning, Danmarks Jordbrugsforskning, det tidligere Århus Amt samt tre lokale landboforeninger. Der arbejdes i tre case-områder, hvor der med udgangspunkt i en samlet landbrugs- og vandmiljørådgivning på den enkelte bedrift gives forslag til, hvordan landmandens ønsker til drift og økonomi kan indpasses med mål i EU's vandrammedirektiv.

Indsatsbehov og miljøfølsomhed. Miljømyndigheden opgør indsatsbehovet for hver recipient i form af de lokale mål for reduktion af kvælstof- og fosforbelastningen og kortlægger de enkelte recipients deloplande. Kortlægningen opgør bl.a., hvilke landbrug der har miljøfølsomme marker i deloplandet. Endelig opgør miljømyndigheden omfanget af miljøfølsomme arealer, der skal udtages for at dække indsatsbehovet for hvert delopland. Dette arbejde er planlagt igangsat i regi af de vandplaner, som de lokale vandmyndigheder skal udarbejde.

Foreløbigt indsatsprogram. Miljømyndigheden annoncerer et foreløbigt indsatsprogram. Det foreløbige indsatsprogram omfatter en plan for, hvilke af de miljøfølsomme arealer der skal udtages. Omfanget af udtagning sættes på et niveau, der giver stor sikkerhed for målopfyldelse af Vandrammedirektivet. Indsatsprogrammet udarbejdes med en ligelig fordeling af arealudtagningen mellem de landbrug, som har miljøfølsomme arealer i deloplandet. Det vil sige, at de enkelte landbrug skal udtage tilnærmelsesvis en lige stor andel af deres miljøfølsomme arealer.

Dyrkningsafgift. Samtidig med det foreløbige indsatsprogram annoncerer den statslige miljømyndighed en afgift for dyrkning af miljøfølsomme arealer. Afgiften udmåles pr. ha. Afgiftssatsen sættes højere end den forventede jordrente, så den tilskynder til at udtage de miljøfølsomme arealer i indsatsprogrammet. I udgangspunktet er satsen ens for de miljøfølsomme arealer. Der pålignes *ikke* dyrkningsafgift på miljøfølsomme landbrugsarealer, som ikke dyrkes eller på dyrkede miljøfølsomme arealer, der ikke indgår i indsatsprogrammet.

Fritagelse for dyrkningsafgift. Et landbrug kan nu vælge at følge det foreløbige indsatsprogram, dvs. udtage den anviste del af sin miljøfølsomme jord. I givet fald bliver landbruget helt fritaget for dyrkningsafgift. Samtidig er landbruget berettiget til tilskud til udtagningen, jf. nedenfor.

Alternativt indsatsprogram. Samtidig med annonceringen af det foreløbige indsatsprogram og dyrkningsafgiften tilbydes landbrugene i hvert delopland som en samlet gruppe eller i delgrupper at udarbejde deres eget indsatsprogram som alternativ til indsatsen beskrevet i det foreløbige indsatsprogram. Landbrugene kan således – evt. i samarbejde med kommunen og den lokale landbrugsrådgivning – præsentere et realistisk alternativt indsatsprogram for, hvordan de udmeldte reduktionsmål nås for de involverede landbrugs vedkommende.

Fortsættes

Dette indsatsprogram kan omfatte andre miljøfølsomme arealer end det foreløbige program og kan indeholde både udtagning og øvrige virkemidler med dokumenteret effekt på kvælstof- og fosforudledningen. Hvis miljømyndigheden vurderer, at iværksættelse af det alternative indsatsprogram er tilstrækkelig til at opnå de udmeldte reduktionsmål for de involverede landbrug, træder det alternative program i stedet for det foreløbige. For de involverede landbrug opnås fritagelse for dyrkningsafgift som beskrevet ovenfor. Hvis den alternative plan ikke kan godkendes, kan landbrugene i deloplandet stadig individuelt vælge mellem at udtage de foreskrevne arealer i miljømyndighedernes foreløbige indsatsprogram eller betale dyrkningsafgiften for disse arealer.

Tilskud til brug af virkemidler. De eksisterende frivillige miljøordninger under landområdesprogrammet bør tilpasses opnåelsen af Vandrammedirektivets mål. Derved kan ordningerne indgå i det endelige indsatsprogram ved, at landbrugene ligesom i dag indgår aftaler om tilskud til ændret dyrkningspraksis og arealanvendelse med henblik på at reducere kvælstof- og fosforbelastningen. Tilskuddene er faste satser svarende til de gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger ved tiltagene. Ordningerne kan fortsat administreres af Direktoratet for Fødevareerhverv. Summen af tilskud i det alternative indsatsprogram må som udgangspunkt ikke overstige summen af tilskud til udtagning i det foreløbige indsatsprogram for den involverede gruppe af landbrug.

Aftaler om omfordeling af tilskud. Hvis en gruppe af landbrug indgår aftale om et alternativt indsatsprogram, kan gruppen frit beslutte sig for fordelingen af tilskuddene til indsatsprogrammet imellem sig. Hvis reduktionsomkostningerne varierer hen over landbrugene i gruppen, kan dette lette en omkostningseffektiv fordeling af reduktionsindsatsen.

Evalueringsprogrammet og justering af afgiften. Dyrkningsafgiften og indsatsprogrammerne evalueres løbende for at vurdere, om den resulterende indsats er tilstrækkelig til at opnå Vandrammedirektivets målsætninger. Hvis det ikke er tilfældet, eller hvis der sker en overopfyldelse af målet, justeres indsatsprogrammet og/eller afgiftssatsen, herunder bør justeringerne tage hensyn til ændringer i verdensmarkedspriser på afgrøder mv. Det overvåges desuden løbende om de landbrug, der har opnået fritagelse for dyrkningsafgiften, overholder de indgåede aftaler. Hvis et landbrug ikke overholder sine aftaler, pålægges det dyrkningsafgiften på de arealer, hvor de aftalte virkemidler ikke anvendes.

I.5 Samfundsøkonomi og finansiering

I dette afsnit gives ved anvendelse af en generel ligevægtsmodel et overslag over de samlede samfundsøkonomiske konsekvenser af de arealudtagninger i landbruget, som Vandrammedirektivet forventes at medføre. Desuden diskuteres forskellige modeller for finansiering af indsatsen med særlig fokus på EU's landbrugsmidler.

Afledte økonomiske effekter inddrages

Hidtil har konsekvenserne været belyst ved partielle statistisk komparative analyser, hvor de direkte effekter i form af tabt jordrente i landbruget er opgjort ved en "før" og "efter" beregning, jf. Finansministeriet m.fl. (2007). En sådan analyse giver et indtryk af effekterne i sektoren, forudsat der ikke sker ændringer i priser og tilpasninger i landbruget og i den øvrige del af økonomien. Hensigten med den samfundsøkonomiske analyse er at inddrage de afledte økonomiske effekter i resten af økonomien af de påkrævede arealudtag i landbruget. Disse omfatter de direkte effekter af den reducerede landbrugsproduktion i leverandør- og følgerhverv samt tilpasninger i landbrugssektoren. Desuden følger dynamiske effekter i økonomien, idet ophør med anvendelse af en del af ressourcen "landbrugsjord" frigiver kapital og arbejdskraft og derfor reducerer priserne på disse input til gavn for de økonomiske aktiviteter i landbruget og de øvrige erhverv.

Kun effekter af arealudtagning

Analysen vedrører alene effekterne af arealudtagning i landbruget, mens effekterne af miljømæssig effektivisering af driften, f.eks. øget brug af vintergrønne marker eller reduceret gødningsanvendelse, eller miljøtekniske tiltag uden for landbruget, f.eks. forbedret spildevandsrensning og fysisk udbedring af vandløb, ikke er inddraget. Dermed gives kun et delvist billede af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Vandrammedirektivet, om end udtagning af landbrugsjord forventes at give anledning til langt den overvejende del af omkostningerne.

Hovedresultater

3 pct. udtagning og mistet EU-støtte

Scenerierne tager alle udgangspunkt i, at produktionen ophører på ca. 75.000 ha landbrugsjord i omdrift, dvs. ca. 3 pct. af det samlede landbrugsareal. Endvidere er det i hovedanalysen forudsat, at EU-tilskuddet til de udtagne arealer bortfalder på de arealer, der overgår til vådområder og dermed ikke mere klassificeres som landbrugsarealer.

Lille årligt tab på 200 mio. kr.

Resultatet bliver en meget beskedent reduktion i den indenlandske anvendelse (forbrug og investeringer) på ca. 200 mio. kr. årligt, som langt overvejende knytter sig til den primære landbrugsproduktion. Ændringen er af samme størrelsesorden som resultaterne af de partielle analyser for landbrugets jordrentetab, som er udarbejdet for Finansministeriet m.fl. (2007).¹⁰ Dette kan forklares ved, at alle øvrige produktionsfaktorer end den jord, som udtages, finder anvendelse i øvrige sektorer. Desuden opretholdes aktiviteten i landbrugets forarbejdningssektorer, idet den reducerede danske landbrugsproduktion opvejes af import af råvarer.

I det følgende gives en nærmere beskrivelse af de gennemførte analyser, samt ændringerne i produktionen og de mulige finansieringsmæssige konsekvenser.

De gennemførte analyser

Der er gennemført en række analyser, som har til formål at belyse effekterne alene af at udtage landbrugsjord af omdrift samt belyse effekterne, hvis det derudover forudsættes, at udtagning af landbrugsjord reducerer grundlaget for at opretholde husdyrproduktionen på det nuværende niveau. Desuden inddrages konsekvenser af mistede overførsler fra EU's landbrugsordninger på de udtagne arealer.

Scenarier for udtagning af landbrugsjord

Scenerierne tager alle udgangspunkt i, at produktionen ophører på 75.000 ha landbrugsjord i omdrift, dvs. ca. 3 pct. af det samlede landbrugsareal. Dette er arealet, der forventes

10) Analysen for Finansministeriet m.fl. (2007) viste et årligt jordrentetab på 150 mio. kr. Forskellen skyldes primært, at analysen for Finansministeriet m.fl. forudsatte uændrede EU-tilskud.

tes at blive oversvømmet eller ekstensiveret, når Vandrammedirektivet er gennemført, jf. afsnit I.1 og Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (2007). Her blev det vurderet, at realisering af VRD bl.a. vil medføre ekstensivering af 29.000 ha vandløbsnære arealer, idet disse oversvømmes jævnlige grundet ophør med vandløbsvedligeholdelse, samt ekstensivering af driften på mellem 23.000 og 46.000 ha landbrugsjord primært i ådale, dvs. i alt op til 75.000 ha.

Overførsler fra EU påvirkes

Muligheden for at modtage enhedsstøtte fra EU, dvs. beholde retten til den generelle landbrugsstøtte på de udtagne arealer har betydning for resultaterne, idet der er tale om en direkte transferering fra EU til Danmark. Det er tvivlsomt, om det er muligt at beholde støtterettighederne på arealer, der fremover oversvømmes, og derfor ikke er egnede til landbrugsproduktion. Det er lagt til grund for analysen, at dette kan blive tilfældet på omkring halvdelen af de udtagne arealer. Til gengæld vil det være muligt at modtage miljøbetingsstøtte på disse arealer, men her er der dog et krav om 50 pct. national medfinansiering, dvs. at EU transfereringerne halveres til de arealer, der oversvømmes.

Hovedscenariet

Hovedscenariet omfatter udtagning af 3 pct. af landbrugsjorden og opretholdelse af halvdelen af EU-transfereringerne på de arealer, som oversvømmes (scenarie 1). Der er i analyserne ikke taget konkret stilling til, hvordan jorden udtages. Dette kan ske enten ved, at den ikke er dyrkbar, som følge af oversvømmelser ved reduceret vandløbsvedligeholdelse, eller ved at der gennemføres ophør med omdrift enten gennem frivillige aftaler, ekspropriation eller andre styringsmidler. Valg af styringsmiddel kan naturligvis have betydning for de samlede omkostninger samt finansieringen af evt. kompensationer, men i den samfundsøkonomiske analyse er det forudsat, at ændringer i jordrenten netop kompenseres svarende til det gennemsnitlige jordrentetab.

Følsomheds-analyser

Der er gennemført to følsomhedsanalyser for at belyse betydningen af harmonikravene¹¹ samt muligheden for at bibeholde EU transfereringerne til de udtagne arealer. Derfor er der udover udtagning af 3 pct. af landbrugsjorden også gennemført analyser, hvor der forudsættes en reduktion af husdyrbestanden (svin, fjerkræ og kvæg) på hhv. 31.000 og 61.000 dyreenheder (DE), dvs. svarende til 1,5 og 3,0 pct. af den samlede husdyrbestand, hhv. scenarie 2 og scenarie 3.¹² Derudover suppleres med beregninger, hvor EU-transfereringen til de udtagne arealer hhv. bibeholdes fuldt eller helt bortfalder.

Uændret aflønning af landbrugsjorden

Alle scenarier analyseres under forudsætning af, at der gives et arealtilskud fra den danske stat, som sikrer, at den gennemsnitlige jordpris er uændret. Dette gøres for at få et ensartet grundlag for at belyse de mulige statsfinansielle konsekvenser og omfordelingerne inden for landbrugssektoren. Overførslen tænkes givet uden forvridende effekter for produktionen, hvorfor de præsenterede konsekvenser ikke påvirkes af antagelsen.

I boks I.6 er den anvendte model samt antagelserne bag basisfremskrivningen beskrevet.

- 11) Det såkaldte harmonikrav fastsætter et mindstekrav for husdyrproducenter om at have et tilstrækkeligt areal til at udbringe husdyrgødningen på.
- 12) Der er i dansk lovgivning et krav om, at husdyrproducenter skal have et areal, der muliggør udbringning af deres husdyrgødning. Kravet er max. 2,3 DE pr. ha for kvægbrug og 1,4 DE pr. ha for øvrige husdyrtyper. Derfor kan det argumenteres, at reduktion af landbrugsarealet også vil føre til en reduktion af husdyrproduktionen. Imidlertid er den gennemsnitlige dyreintensitet på ca. 0,9 DE pr. ha, hvorfor der omvendt kan argumenteres for, at der er god plads til tilpasning. Der findes ingen empiriske undersøgelser, som kan understøtte en sådan vurdering, hvorfor der i stedet gennemføres to følsomhedsanalyser med "krav" om gennemslag på husdyrproduktionen.

AAGE er en generel ligevægtsmodel for Danmark, hvor der er lagt særligt vægt på beskrivelse af forhold ved landbrugsproduktionen, mens resten af økonomien beskrives på et mere overordnet niveau. Der er i den anvendte version 48 produktions- og investeringserhverv samt 54 varer. Modellen vedligeholdes af Fødevareøkonomisk Institut ved Københavns Universitet.

Resultaterne i analyserne skal fortolkes som langsigtseffekter i en økonomi med frie kapitalbevægelser, således at afkastet af kapital bestemmes af det internationale renteniveau. Som konsekvens af de analyserede ændringer sker der tilpasninger i kapitalapparatet i de enkelte sektorer, og den samlede beskæftigelse (som er antaget at være konstant) tilpasses mellem produktionssektorerne i økonomien. Det sikres gennem f.eks. ændringer i finanspolitikken, at det private forbrug tilpasses, så økonomien når en langsigtlig ligevægt med ligevægt på betalingsbalancen over for udlandet.

Resultaterne af scenarier udarbejdet med AAGE-modellen sammenlignes i denne analyse med en fremskrivning, hvor der er taget højde for EU-lovgivning, der allerede er vedtaget, eller med stor sikkerhed forventes at blive vedtaget, herunder en ophævelse af mælkekvoterne samt omlægning til enhedsstøtte.

I den betragtede periode øges mængden af jord til dyrkningsformål med 0,09 pct. som følge af ophør med braklægningskravet. Dog forudsættes 100.000 ha fortsat braklagt, mens 0,3 pct. pr. år forudsættes udtaget af produktion og overgå til andre formål som bebyggelse, skov, veje og lignende.

Produktionsændringer

I tabellerne herunder er vist resultaterne af analysen, hvor det er forudsat, at EU's enhedsstøtte til de udtagne arealer, som fremover bliver helt eller delvis oversvømmede, erstattes af en udtagningsstøtte under ordningerne for miljøvenligt jordbrug, som pt. er 50 pct. nationalt finansieret.

Substitution mod special- og salgsafgrøder

Det ses af tabel I.2, at der sker en substitution i den vegetabiliske produktion, idet kornproduktionen falder mindre end produktionen af specialafgrøder (bl.a. oliefrø og kartofler). Produktionen af sukkerroer er uændret grundet kvoten. I scenarie 1 sker også en reduktion af husdyrproduktionen, hvilket skyldes substitution mod salgsafgrøder og væk fra

foderafgrøder. I scenarie 2 og 3 er effekterne meget som i scenarie 1 blot således, at effekterne på husdyrproduktionen er mere markante.

**Små effekter i
følgeindustrier**

For landbrugets følgeindustrier er effekterne generelt små, hvilket bl.a. skyldes, at produktionsnedgangen i landbruget modsvares af øget import af landbrugsinput. Brødfabrikkerne øger produktionen, idet de stort set baserer hele deres produktion på importeret korn, hvorfor de får fordel af de reducerede priser på kapital og arbejdskraft.

**Små effekter i
andre erhverv**

Transport og fiskeri påvirkes mere sammenlignet med øvrige sektorer – men stadigvæk beskedent, hvilket forklares af, at de er meget eksporttunge og derfor nyder godt af et lavere prisniveau. Møbelindustrien nyder også godt af øgede eksportmuligheder. Af produktionsstigningen i scenarie 3 på 0,23 pct. kommer de 0,15 pct.point fra eksporten. For råstofudvinding kommer den største effekt fra salg til indenlandsk anvendelse som bidrager med 0,29 pct.point af den samlede stigning, hvorimod eksporten kun bidrager med 0,07 pct.point af den samlede stigning.

**Lille negativ effekt
for leverandører til
landbruget**

I de øvrige erhverv er effekterne tæt på nul men positive, idet disse også får fordel af de generelt reducerede priser på arbejdskraft.¹³ Dog er der små negative effekter for sektorerne forsyning, bygge og anlæg og finansiering, idet den generelle aktivitetsnedgang i landbruget slår igennem i disse sektorer.

13) De reducerede priser på arbejdskraft slår også igennem på prisen på kapital, idet arbejdskraft indgår ved udarbejdelse af halvfabrikata.

Tabel I.2 Ændret produktion i udvalgte sektorer

	Scen. 1	Scen. 2	Scen. 3
	----- Pct. -----		
Korn	-2,42	-2,70	-2,93
Oliefrø	-4,16	-3,90	-3,27
Kartofler	-6,58	-5,89	-4,42
Sukkerroer	0,00	0,00	0,00
Grovfoder	-1,28	-1,42	-2,62
Kvæg	-1,28	-1,50	-3,00
Svin	-0,20	-1,50	-3,00
Fjerkræ	-0,14	-1,50	-3,00
Pelsdyr	-0,02	-1,50	-3,00
Gartneri	-0,70	-0,51	-0,17
Landbrugsservice og skovbrug	0,67	-0,72	-0,88
Kvægslagterier	-1,17	-1,38	-2,76
Svineslagterier	-0,15	-1,21	-2,45
Fjerkræslagterier	-0,04	-1,02	-2,09
Mejerier	-1,23	-1,44	-2,89
Sukkerfabrikker	0,00	0,00	0,00
Brødfabrikker	0,02	0,02	0,03
Bagerier	0,00	-0,01	-0,01
Fiskeri	0,12	0,16	0,25
Råstofudvinding	0,15	0,24	0,38
Transport	0,07	0,10	0,14
Kemi og plast	0,05	0,08	0,14
Møbelindustri	0,10	0,15	0,23
Forsyningsindustri	-0,02	-0,02	-0,03
Bygge og anlæg	-0,03	-0,04	-0,05
Finansiering og forsikring	-0,03	-0,02	-0,02
Sundhedsvæsen	0,00	-0,01	-0,01

Anm.: Scenarie 1: Udtagning af 3 pct. landbrugsjord og 50 pct. reduceret EU-støtte på oversvømmede arealer.

Scenarie 2: Som 1 inkl. 1,5 pct. reduceret husdyrbestand.

Scenarie 3: Som 1 inkl. 3 pct. reduceret husdyrbestand.

Kilde: Beregninger med AAGE-modellen.

Makroøkonomiske effekter

Beskedne samfunds- økonomiske effekter

Makroresultaterne viser, at scenarierne slår igennem både på privatforbrug og investeringer. I analyserne er offentligt forbrug forudsat uændret. Ses på ændringerne i endelig anvendelse er disse på hhv. 204, 301 og 422 mio. kr. i de tre scenarier, jf. tabel I.3. Både import og eksport reduceres, mens lønninger og priser på kapital reduceres meget beskedent i alle scenarier.

Tabel I.3 Makroeffekter ved udtagning af 3 pct. af landbrugsjorden, 2007 priser

	Ændring i forhold til baseline 2015		
	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3
	-----	Mio. kr.	-----
Privat forbrug	-75	-136	-200
Investeringer	-128	-164	-220
Offentligt forbrug	0	0	0
Indenlandsk anvendelse	-204	-301	-422
Eksport	-38	-233	-489
Import	-139	-239	-402
BNP	-97	-287	-496

Anm.: Scenarie 1: Udtagning af 3 pct. landbrugsjord og 50 pct. reduceret EU-støtte på oversvømmede arealer.

Scenarie 2: Som 1 inkl. 1,5 pct. reduceret husdyrbestand.

Scenarie 3: Som 1 inkl. 3 pct. reduceret husdyrbestand.

Kilde: Beregninger med AAGE-modellen.

EU-støtte har stor samfundsøkonomisk betydning	De makroøkonomiske resultater er direkte påvirkede af antagelserne om, hvordan transfereringerne fra EU påvirkes. Dette skyldes, at transfereringerne indgår fuldt i det danske samfunds forbrugsmuligheder og dermed i privatforbrug og nationalindkomst. Omvendt er Danmarks betaling til EU ikke påvirket af tilskuddenes omfang. Der er derfor udarbejdet yderligere to følsomhedsanalyser for scenarie 1, hvor to forskellige alternative antagelser om EU-transfereringerne er belyst. Først antages det, at transfereringerne bibeholdes fuldt. Her reduceres den årlige ændring i indenlandsk anvendelse til 98 mio. kr., dvs. tabet halveres i forhold til hovedscenariet. I den anden følsomhedsanalyse antages EU-støtten helt at bortfalde på arealer, der overgår til vådområder. Dermed øges ændringen i indenlandsk anvendelse til 310 mio. kr. årligt. Dette svarer til en stigning på 50 pct. i forhold til hovedscenariet.
Gevinster på jord i produktion	Scenarierne giver som nævnt anledning til faldende landbrugsproduktion og faldende efterspørgsel efter kapital og arbejdskraft. På længere sigt giver dette sig udslag i svagt faldende faktorpriser og ligeledes faldende priser på øvrige indenlandsk producerede produkter. Dette vil bidrage til en stigende jordrente på den del af jorden, der stadig er i produktion. Der ses også svagt stigende priser på landbrugets produktion, hvilket medvirker til at øge jordrenten på jord i produktion. Samlet set stiger afkastet til jord i produktion med 142 mio. kr., hvoraf de 120 mio. kr. skyldes dynamiske effekter i landbruget, dvs. en gevinst på den jord, som ikke udtages, jf. tabel I.4.
Mulighed for omfordeling i landbruget	Det øgede afkast kunne tænkes anvendt til finansiering af kompensationen til udtagne arealer, svarende til knapt 1.900 kr. pr. hektar udtaget areal. Dette vil vel at mærke stille det øvrige landbrug uændret, dvs. det har ikke konsekvenser for aflønning af jord i produktion eller for landbrugets aflønning af det samlede areal.

Tabel I.4 Omfordeling i landbruget ved ny EU-ordning med 50 pct. national medfinansiering i stedet for mistede enhedspræmier

	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3
	----- Mio. kr. -----		
Ændret afkast på landbrugsjord i alt	0	0	0
Ændret afkast på jord i produktion	142	142	142
heraf bidrag fra staten	78	87	105
heraf bidrag fra EU	-56	-56	-56
heraf fra dynamiske effekter	120	111	93

Anm.: Scenarie 1: Udtagning af 3 pct. landbrugsjord og 50 pct. reduceret EU-støtte på oversvømmede arealer.

Scenarie 2: Som i scenarie 1, inkl. 1,5 pct. reduceret husdyrbestand.

Scenarie 3: Som i scenarie 1, inkl. 3 pct. reduceret husdyrbestand.

Kilde: Beregninger med AAGE-modellen.

Finansiering gennem EU-midler

Mere miljø i EU's landbrugspolitik

EU's fælles landbrugspolitik har gennem årene udviklet sig fra at være baseret på markedsbaseret subsidiering gennem pristøtte og kvoteordninger, over aktivitetsspecifikke hektar og dyrepræmier til det nuværende system, som primært er baseret på betaling af enhedspræmier afhængigt af landmandens arealtilliggende (enkeltbetalingsordningen). Endvidere har der været afsat en mindre del af landbrugsbudgettet til det såkaldte landdistriktsprogram, som bl.a. yder tilskud til erhvervsfremmende projekter i landdistrikterne primært målrettet mod land- og skovbrug. Under landdistriktsprogrammet gives desuden 50 pct. medfinansiering af subsidier til landbrugsrelaterede statslige miljøordninger i medlemslandene. I daglig tale omtales de to dele af den fælles landbrugspolitik som søjle 1 (landbrugsordningerne) og søjle 2 (landdistriktsprogrammet).

“Sundhedschecket”

I november 2007 igangsatte EU kommissionen et såkaldt “sundhedscheck” af landbrugspolitikken. Målet er ikke at ændre den igangværende reform af landbrugspolitikken, som blev igangsat i 2003, men at efterse reformen i lyset af den aktuelle udvikling på landbrugsmarkedene samt udvidelserne af EU. Endvidere er det hensigten at tilpasse den

fælles landbrugspolitik til andre udfordringer for landbruget som eksempelvis klimaændringer, vandforvaltning og produktion af bioenergi. En konsekvens af sundhedschecket er bl.a. suspensionen af braklægningsordningen og minimering af interventionsopkøbene.

Flere midler til miljø

I forbindelse med reformen fra 2003 er der indført "tvungen modulation", dvs. overførsel af midler fra søjle 1 til søjle 2. Modulationen er indført gradvis i årene 2005-07, således at den samlede årlige modulation fra 2007 udgør 5 pct. af den del af støtten til den enkelte landmand, som overstiger 5.000 euro om året. De modulerede midler tilbageføres til medlemslandene på grundlag af kriterier omfattende landbrugsarealets størrelse samt beskæftigelse og indkomst i landbruget, dog således at hvert medlemsland som minimum modtager 80 pct. af de modulerede beløb. Midlerne, som moduleres til søjle 2, kan bl.a. anvendes til støtte til teknologi, dyrevelfærd og miljø. Der er pt. et krav om national medfinansiering på hhv. 25 pct. for støtte til tilbagestående regioner – den såkaldte "ø-støtte" – og 50 pct. for øvrige ordninger. Den tvungne modulation vurderes af Fødevareministeriet at øge midlerne i søjle 2 med 249 mio. kr. fra 2008 og frem. Beløbet øges i de kommende år, idet det i forbindelse med sundhedschecket er besluttet at øge den tvungne modulation til 10 pct. frem til 2012.

Også frivillig modulation

Udover den tvungne modulation har de enkelte medlemslande mulighed for yderligere at gennemføre frivillig modulation af op til 10 pct. af støtten under søjle 1, dvs. for Danmarks vedkommende op til ca. ekstra 750 mio. kr. årligt. Disse midler kan anvendes til samme typer af ordninger som de nuværende midler under søjle 2, dog med den centrale forskel at der ikke kræves national medfinansiering. Danmark har dog for nuværende fravalgt at anvende denne mulighed.

EU-midler til Vandrammedirektivet

Der er fra et nationalt synspunkt en oplagt mulighed for at anvende de modulerede midler til at medfinansiere Vandrammedirektivets gennemførelse. Dette er muligt, idet midler i søjle 2 under landdistriktsprogrammet forventes at kunne bruges bl.a. til opfyldelse af Vandrammedirektivets mål, forudsat der er tale om frivillige tilskudsordninger.

Sådanne ordninger kan designes som de eksisterende ordninger, hvorunder man kan få tilskud til etablering og drift af vådområder, reduceret pesticid- og kvælstofanvendelse, pleje af vedvarende græs- og naturarealer, braklægning i randzoner, plantning af hegn mv. Derudover kan midler fra landdistriktsprogrammet anvendes af medlemslandene til at kompensere landmænd for omkostninger og ulemper, der følger af påtvungne krav, i forbindelse med Vandrammedirektivets gennemførelse. Ordningen er endnu ikke gennemført, idet det stadig udestår for EU-Kommissionen at fastsætte de maksimale tilskudssatser. Dette afventer medlemsstaternes indmeldinger af indsatsplanerne til opfyldelse af Vandrammedirektivets mål, herunder de forventede omkostninger.

Vigtigt at påvirke mulighederne

Der er således rum for at søge dansk indflydelse både på dette område, samt ved udformning af kommende ordninger, således at midler fra EU's landbrugsordninger målrettes til at understøtte implementeringen af Vandrammedirektivet.

Overslag over statsfinansielle konsekvenser

For at belyse mulighederne indenfor de allerede fastlagte rammer for anvendelse af ordninger under landdistriktsordningerne ved gennemførelse af Vandrammedirektivet, gives i det følgende et groft overslag over de finansielle konsekvenser ved udtagning af hhv. 29.000 ha landbrugsjord langs med vandløb og 46.000 ha på øvrige lavbundslande i ådale. Det forudsættes, at alle arealer før udtagning årligt modtager arealtilskud fra EU på kr. 2.315 pr. ha. Desuden forudsættes det, at arealerne efter udtagning modtager tilskud til etablering af vådområder under de nuværende landdistriktsordninger. Dette tilskud er på 3.800 kr. pr. ha, hvortil kommer et tilskud på 200 kr. pr. ha til en årlig slåning af arealerne, dvs. i alt kr. 4.000 årligt pr. ha. Begge tilskud løber i 20 år, og en betingelse for modtagelse af tilskuddet er pålæggelse af en deklaration om, at arealerne varigt skal henligge som vådområder. Enkeltbetalingen er fuldt EU-finansieret, mens tilskuddet til vådområder – ligesom de øvrige miljøordninger under landdistriktsprogrammet – er 50 pct. EU-betalt.

**300 mio. kr.
årligt: EU betaler
halvdelen**

Ses først på situationen, hvor alle udtagede arealer bibeholder enkeltbetalingen og samtidigt modtager tilskud til vådområder, vil der med tilskud på 4.000 kr. årligt og udtagning af 75.000 ha blive udbetalt et årligt tilskud på 300 mio. kr., hvoraf halvdelen er nationalt finansieret. I den samfundsøkonomiske analyse blev lagt til grund, at enkeltbetalingen ikke kunne fastholdes på halvdelen af de arealer langs vandløbene, som bliver ekstensiveret. Dvs. at enkeltbetalingen på 2.315 kr. pr. ha bortfalder på 14.500 ha svarende til en mistet EU transferering på ca. 34 mio. kr. årligt. Afhængigt af, om reduktionen i enkeltbetalingerne skal kompenseres nationalt, eller om tabet bæres af de berørte lodsejere, vil udtagning af 75.000 ha landbrugsareal føre til en statsfinansiell omkostning på mellem 150 og 183 mio. kr. årligt i en 20 års periode.

**Ekspropriation er
meget dyrere**

Til sammenligning kan der ses på situationen, hvor udtagning af arealerne foretages gennem ekspropriation. Her kan der formodentlig blive tale om krav om udbetaling af engangserstatninger på mellem 100.000 og 250.000 kr. pr. ha. For et areal på 75.000 ha svarer dette til en statsfinansiell engangsudgift på i alt 7,5 til 19 mia. kr. For at kunne sammenligne denne engangsudgift med den årlige udgift i en 20-års periode, som det nuværende tilskud til vådområder medfører, er engangsbeløbet annuiseret over en 20 års periode med en kalkulationsrente på 3 pct. p.a. Derved fås en årlig statsfinansiell udgift på mellem 502 og 1.270 mio. kr. årligt.¹⁴

**Kun beregnings-
eksempler**

De viste beregninger for finansieringsaspekterne skal kun ses som illustrative eksempler. Der er således grund til at forvente, at fremtidige ordninger vil baseres på tilskudssatser, som er tilpasset de konkrete driftsændringer på arealer-

14) Forskellen i beløbene mellem vådområdetilskuddet og erstatningen ved ekspropriation kan have flere årsager. Væsentligst er nok, at det alene er muligheden for at lade jorden indgå i den almindelige landbrugsdrift, som må opgives på arealer, som indgår i ordningen med etablering af vådområder. Derimod bibeholdes øvrige brugsmuligheder, som knyttes sig til ejerskab af jorden. I modsætning hertil afstås hele ejendomsretten til jorden ved ekspropriation, dvs. også muligheder for græsning, jagt- og fiskeretigheder og "herlighedsværdien" ved at være jordejer.

ne. Desuden forventes kravet om national medfinansiering af landdistriktsordningerne at blive reduceret fremover.

Finansiering kan ske inden for de modulerede beløb

På trods af, at der kun er tale om illustrative beregninger, er der vægtige økonomiske argumenter for at søge at anvende miljøordningerne i EU landbrugspolitik ved gennemførelse af Vandrammedirektivet. Det forekommer endvidere ganske realistisk, da omfanget af de mulige EU transferinger ligger langt inden for det ekstra beløb, som flyttes over til landdistriktsordningerne i forbindelse med den øgede tvungne modulation. Dette betyder, at arealudtagningerne i relation til Vandrammedirektivet kan finansieres i regi af landdistriktsordningerne, uden at det får betydning for den nuværende prioritering af midlerne.¹⁵ Konklusionen er ganske robust, også selv om forudsætningerne om tilskuds-satser og omfanget af udtagne arealer skulle vise sig at være for optimistiske.

Frivillig modulation bør også overvejes

Sidst skal muligheden for at anvende frivillig modulation nævnes. Når frivilligt modulerede midler anvendes i landdistriktsprogrammet, er der ikke krav om national medfinansiering. Det vil sige, at såfremt muligheden for frivillig modulation udnyttes i Danmark, kan tilskuddene finansieres gennem en ren omfordeling af de EU-finansierede landbrugsmidler. Fra et statsfinansielt synspunkt er denne mulighed således at foretrække. Desuden er frivillig modulation et velegnet redskab til at omfordele den mulige gevinst for landbrug, som ikke berøres af Vandrammedirektivet, til de landbrug, som skal levere den krævede reduktion i miljøpåvirkningen.

I.6 Sammenfatning og anbefalinger

I dette afsnit sammenfattes analyserne af opnåelsen af Vandrammedirektivets målsætninger for overfladevande. Endvidere præsenteres politikanbefalinger med hensyn til en omkostningseffektiv gennemførelse af målsætningerne og en finansiering af indsatsen.

15) Dette skal også ses i lyset af, at de årlige budgetterede midler sjældent har været udnyttet fuldt ud.

Generel regulering

Direktivets mål skal nås med lokal regulering

Gennemgangen af Vandrammedirektivets målsætninger viser, at det er mest omkostningseffektivt at nå målsætningerne gennem lokalt målrettet regulering. Dette skyldes, at der er betydelige lokale variationer i indsatsbehovet mellem forskellige områder i landet. At gennemføre Vandrammedirektivet med generel regulering alene medfører derfor overopfyldelse for nogle deloplande og vil dermed føre til en ineffektiv indsats. Vores analyser understøtter endvidere tidligere analyser på området, der peger på, at arealudtagning og etablering af vådområder er de generelt mest omkostningseffektive tekniske virkemidler til at nå de lokale mål.

Forsat behov for generel regulering

Der er fortsat behov for en national regulering af landbrugets kvælstof- og fosforanvendelse. Reguleringen skal lægge et bundniveau for reduktionsindsatsen. Bundniveauet skal afspejle de generelle eksterne effekter af kvælstof- og fosforanvendelsen som ammoniakfordampning, udledning af drivhusgasser, minimumsudledning af kvælstof og fosfor fra landbrugsarealer og en evt. generel risiko for nitratbelastning af grundvandet.

Kvælstofnormer omlægges til kvælstofafgift

De eksisterende nationale kvælstofnormer, som lægger et loft over kvælstoftildelingen på hver enkel bedrift, bør omlægges til en afgift på kvælstof i indkøbt foder og handelsgødning eller alternativt et system af omsættelige kvælstofkvoter. En sådan omlægning vil reducere landbrugets tilpasningsomkostninger samt de administrative omkostninger ved reguleringen. Derved kan det nuværende mål opnås til lavere omkostninger, eller målet kan strammes uden ekstraomkostninger. Ved introduktion af en kvælstofafgift kan tilbagebetaling af provenuet eventuelt overvejes. Alternativt til en afgift kunne det overvejes at indføre et system af omsættelige kvælstofkvoter ved at tillade handel med de eksisterende kvælstofnormer.

For tidligt at vurdere effekten af fosforafgift

Landbrugets fosforanvendelse reguleres i dag gennem en afgift på 4 kr. pr. kg mineralsk fosfor i foder. Afgiften blev introduceret i 2005 med henblik på at understøtte målsætningen om en halvering af fosforoverskuddet i landbruget.

Der er endnu ikke tilstrækkelig grundlag for at konkludere, om afgiften har det rette niveau.

Vandløb

Reduceret vandløbsvedligeholdelse ...

Det vurderes på baggrund af analyser fra Danmarks Miljøundersøgelser, at en realisering af Vandrammedirektivets mål for vandløbene kræver ophør med – eller reduceret brug af – vandløbsvedligeholdelse. Dette er en direkte konsekvens af målsætningen om tilbagevenden til oprindelig god fysisk tilstand.

... kan gennemføres ved at stramme vandløbsregulativ

De fysiske mål for vandløbene kan gennemføres ved at fastsætte regler for mere skånsom vedligeholdelse af vandløbene i Vandløbsregulativet. Det forventes, at de vandløbsnære arealer udtages, idet disse oversvømmes jævnlige ved ophør med vandløbsvedligeholdelse.

Eventuel kompensation for tab

Den økonomiske diskussion omkring vandløbene vedrører derfor eventuelle kompensationer til landbruget for tab som følge af, at vandløbsnære arealer må tages ud af omdrift. Her er tre modeller: 1) Myndighederne foretager sig ikke videre, og kompensation afhandles ved, at landmændene fører erstatningssager mod kommunerne. 2) Kommunerne indgår i en forhandling med landmændene, og der søges en frivillig løsning baseret på tilskud under landdistriktsprogrammet (hvorunder tilskud til miljøvenligt landbrug hører) og gennem jordfordeling. Denne model er anvendt i forskellige naturgenopretningsprojekter. 3) Arealerne langs vandløbene eksproprieres af kommunerne. Denne model er anvendt som supplement til model 2 i forskellige naturgenopretningsprojekter. Det bør overlades til den enkelte kommune, hvordan spørgsmålet om kompensation skal håndteres.

Søer og kystnære vande

Fleksibilitet ved valg af virkemidler og arealer

For søer og kystnære vande gælder det, at der for hvert delopland er mere fleksibilitet med hensyn til, på hvilke arealer reduktionsindsatsen skal lægges. Selv om arealudtagning og etablering af vådområder vurderes generelt at være de mest omkostningseffektive virkemidler, er der også

en vis fleksibilitet med hensyn til valg af virkemidler. Eftersom den enkelte landmand har bedst kendskab til sin produktionsteknologi, bør han ideelt set selv beslutte, hvordan reduktionsindsatsen fordeles inden for bedriften. Samtidigt viser erfaringerne fra Vandmiljøplan III, at frivillige ordninger alene ikke giver en tilstrækkelig indsats til at sikre målopfyldelse.

Dyrkningsafgift i kombination med frivillig indsats

For at rette op på problemet med målopfyldelse anbefales det at kombinere frivillige ordninger med en dyrkningsafgift. Forslaget til en reguleringsmekanisme består af 4 dele: et foreløbigt indsatsprogram, en dyrkningsafgift, en mulighed for frivilligt at udarbejde et alternativt indsatsprogram samt tilskud til anvendelse af de resulterende virkemidler. Ifølge dette forslag udmelder miljømyndighederne i 2009 for hvert delopland et foreløbigt indsatsprogram, der er baseret på arealudtagning og forventes at føre til opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætning for de enkelte recipienter. Indsatsprogrammet fordeler indsatsen rimeligt og ligeligt mellem landmænd med miljøfølsom jord. Samtidig introducerer miljømyndigheden en afgift på dyrkning af de miljøfølsomme arealer, der indgår i det foreløbige indsatsprogram. Afgiften sættes så højt, at udtagning er bedre for landmanden end dyrkning. Afgiften træder først i kraft i 2012. Derudover gives landmændene i deloplandet mulighed for som en samlet gruppe eller i delgrupper frivilligt at udarbejde et alternativt indsatsprogram dækkende de involverede landbrug. Dette skal foreligge senest i 2012. Hvis miljømyndigheden vurderer, at iværksættelse af det alternative indsatsprogram er tilstrækkeligt til at opnå de udmeldte mål for de involverede landbrug, træder det alternative program i stedet for det foreløbige for de involverede landbrug. Hvis det alternative program ikke kan godkendes, kan landbrugene i deloplandet stadig individuelt vælge at udtage de udpegede arealer i miljømyndighedernes foreløbige indsatsprogram. Landbrug, som ikke ønsker at deltage i det foreløbige eller alternative indsatsprogram, betaler dyrkningsafgiften. Landbrug som deltager i det endelige indsatsprogram fritages helt for at betale dyrkningsafgiften.

Tilskud til brug af virkemidler

De eksisterende frivillige miljøordninger under landdistriktsprogrammet bør tilpasses opnåelsen af Vandrammedi-

rektivets mål. Derved kan ordningerne indgå i det endelige indsatsprogram ved, at landbrugene ligesom i dag indgår aftaler om tilskud til ændret dyrkningspraksis og arealanvendelse med henblik på at reducere kvælstof- og fosforbelastningen. Tilskuddene er faste satser pr. ha svarende til de gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger ved tiltagene.

Det endelige indsatsprogram er bindende

Indgåede aftaler, der medfører fritagelse for dyrkningsafgiften, er bindende. Det overvåges løbende, om indsatsprogrammet overholdes. Hvis et landbrug ikke overholder sine aftaler, pålægges det dyrkningsafgiften på de arealer, hvor de aftalte virkemidler ikke anvendes. Endvidere ligger det i rammerne for Vandrammedirektivet, at indsatsen kan justeres hvert 6. år.

Samfundsøkonomiske konsekvenser og finansiering

Beskedne samfundsøkonomiske omkostninger

Hidtidige konsekvensanalyser peger på, at gennemførelse af Vandrammedirektivet kan medføre udtagning af op til 75.000 ha landbrugsjord. De samfundsøkonomiske konsekvenser af dette er vurderet ved anvendelse af en landbrugsspecifik generel ligevægtsmodel, og skønnes at blive forholdsvis beskedne på 200 mio. kr. årligt. Konsekvenserne omfatter stort set kun jordrentetabet, dvs. alle øvrige produktionsfaktorer end den jord, som udtages, finder anvendelse i øvrige sektorer.

Danmark bør arbejde for en omlægning af EU's landbrugsstøtte

Da tilskudsordninger til miljøvenlig landbrugsproduktion er meget centrale i den foreslåede model for opnåelse af Vandrammedirektivets mål, anbefales det, at Danmark udnytter den igangværende omlægning af EU's landbrugsordninger til medfinansiering af indsatsen. Denne omlægning er allerede i gang og vil betyde, at 10 pct. af den generelle støtte i 2012 overføres til landdistriktsprogrammet. Det bør endvidere overvejes at anvende mulighederne for frivilligt at overføre midler til landdistriktsprogrammet, idet der her ikke kræves national medfinansiering. Sammenlignet med (national) ekspropriation/opkøb af landbrugsjord vil anvendelse af landdistriktsordningerne reducere de statsfinansielle konsekvenser markant.

Direktivets undtagelsesbestemmelser

Om omkostninger er uforholdsmæssig høje vurderes ved cost-benefit analyse

I visse tilfælde kan der være konkrete recipienter, hvor der er tvivl om, hvorvidt omkostningerne til gennemførelse af Vandrammedirektivets mål er uforholdsmæssig høje. Her tillader Direktivet en lempelse af målene. Vurderingen af, om omkostningerne er uforholdsmæssigt høje, bør tage udgangspunkt i en cost-benefit analyse, hvor omkostninger og gevinster ved gennemførelse af Vandrammedirektivets mål sammenholdes. Det er en politisk afvejning, hvor grænsen skal gå for, om omkostningerne er uforholdsmæssigt høje. Grænsen må dog som minimum findes, hvor gevinsterne ved et projekt (der fører til målopfyldelse for en recipient) er marginalt mindre end omkostningerne.

“Gevinst-trappe” bør bruges ved opgørelse af gevinster

Først opgøres omkostningerne til indsatsen for en recipient, hvilket er sammenfaldende med udarbejdelse af indsatsprogrammet. For at reducere de administrative omkostninger anbefales det at opgøre gevinsterne på grundlag af en “gevinst-trappe”, hvor de markedsomsatte gevinster opgøres først. Hvis disse overstiger omkostningerne, gennemføres projektet. Er de mindre end omkostningerne, opgøres de forskellige former for ikke-markedsomsatte gevinster. Disse lægges til de markedsomsatte gevinster. Hvis summen af gevinster stadig ikke overstiger omkostningerne, bør lempelse af målene overvejes.

Litteratur

AquaMoney: <http://www.aquamoney.ecologic-events.de>

By- og Landskabsstyrelsen (2008): Basisanalysen.

Cason, T.N. og L. Gangadharan (2004): Auction Design for Voluntary Conservation Programs. *American Journal of Agricultural Economics*, 5, s. 1211-1217.

Cason, T.N og L. Gangadharan (2005): A laboratory comparison of uniform and discriminative price auctions for reducing nonpoint source pollution". *Land Economics*, 85, s. 51-70.

Cason, T.N, L. Gangadharan og C.Duke (2003): A laboratory study of auctions for reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46, s. 446-471.

Colombo, S., J. Calatrava-Requena og N. Hanley (2007): Testing Choice Experiments for Benefit Transfer with Preference Heterogeneity. *American Journal of Agricultural Economics*, 89 (1), s. 135-151.

Det Økonomiske Råd (2004): *Dansk Økonomi, efterår 2004*.

De Økonomiske Råd (2008): *Dansk Økonomi, efterår 2008*.

Danmarks Miljøundersøgelser (2006): Begrænsning af fosfortab fra husdyrbrug. Faglig rapport nr. 566.

Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning (2007): Udredning for Udvalget vedr. "Langsigtet indsats for bedre vandmiljø": Scenarieregninger. J.nr. DMU-22-00012.

Dubgaard, A., M.F. Kallesøe, M.L. Petersen og J. Ladenburg (2003): Cost-Benefit Analyse af Skjern-å-projektet. Udarbejdet til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde.

EU (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2006/60/EC). Guidance Document No. 1; Working Group 2.6 – WATECO.

Finansministeriet, Fødevareministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet, Økonomi- og Erhvervsministeriet (2007): Fagligt udredningsarbejde i forhold til implementering af Vandrammedirektivet.

Fødevareøkonomisk Institut (2007): *Fiskeriregnskabsstatistik 2006*.

Fødevareøkonomisk Institut (2008): *Regnskabsstatistik for akvakultur 2007*.

Freeman III, A.M. (2003): *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Resources for the Future.

Fyns Amt og COWI (2006): Økonomisk analyse af integreret indsatsprogram for Odense fjord oplandet. Resultatrapport.

Görlach og Pielen (2007): Disproportionate costs in the EC Water Framework Directive – The Concepts and its Practical Implementations. Paper presented at the ENVECON 2007 Applied Environmental Economics Conference; London, 23 March 2007.

Grant, R. og J. Waagepetersen (2003): Vandmiljøplan II – slutevaluering. Faglig rapport fra Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet.

Hanley, N., J. Shogren og B. White (1997): *Environmental Economics in theory and practice*. Oxford University Press.

Hanley, N., R.E. Wright og B. Alvarez-Farizo (2006): Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the

water framework directive. *Journal of Environmental Management*, 78, s. 183-193.

Hansen, L.G. og B. Hasler (2007): Reguleres landbrugets kvælstoftab til vandmiljøet omkostningseffektivt? I: Halsnæs, K., P. Andersen og A. Larsen (red.): *Miljøvurdering på økonomisk vis*. Jurist- og Økonomforbundets Forlag.

Hasler, B., T. Lundhede, L. Martinsen, S. Neye og J.S. Schou (2005): Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. Technical Report No. 543. Danmarks Miljøundersøgelser.

Hasler, B., K. Birr-Pedersen, L. Martinsen og J.S. Schou (2006): Anvendelsen af cost-benefit analyser ved implementering af EU's vandrammedirektiv. Danmarks Miljøundersøgelser.

Jacobsen, B.H. (2004): Økonomisk Slutevaluering af Vandmiljøplan II. Rapport nr. 169. Fødevareøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H., M. Abildtrup, M. Andersen, T. Christensen, B. Hasler, Z.B. Hussain, H. Huusom, J.D. Jensen, J.S. Schou og J. E. Ørum (2004): Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet - Forarbejde til Vandmiljøplan III. Rapport nr. 167. Fødevareøkonomisk Institut.

Kirwan, B., R.N. Lubowski og M.J. Roberts (2005): How Cost effective are Land Retirement Auctions? Estimating the Difference between Payments and Willingness to Accept in the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics*, 5, s. 1239-1247.

Kvistgaard Consult (2003): Midtvejsevaluering af det danske landdistriktsprogram. Delrapport vedr. MVJ-ordningerne, Økologi og Demonstrationsprojekter. Direktoratet for Fødevareerhverv.

Miljøstyrelsen (2005): *Økonomisk analyse i forbindelse med basisanalyse 2005*.

Miljøcenter Odense (2007): Odense Pilot River Bassin. Demonstrationsprojekt for vandplanlægning i Odense Fjord oplandet. Vandrammedirektivets artikel 13. Miljøministeriet – Miljøcenter Odense.

Olesen, J.E., S. Gyldenkærne, S.O. Petersen, M.H. Mikkelsen, B.H. Jacobsen, L. Vesterdal, A.M.K. Jørgensen, B.T. Christensen, J. Abildtrup, T. Heidmann og G. Rubæk (2004): Jordbrug og klimaændringer – samspil til vandmiljøplaner. Danmarks Jordbrugsforskning – DJF rapport.

Opaluch, J. og K. Segerson (1991): Aggregate analysis of site-specific pollution problems: The case of groundwater pollution from agriculture *Northeastern Journal of Agricultural Economics*, 20, s. 93-97.

Pearce, D., G. Atkinson og S. Morato (2006): Cost-Benefit Analysis and the Environment, Recent Developments. OECD Environment Directorate.

Schou, J.S. og J. Abildtrup (2005): Jordrentetab ved areal-ekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Faglig rapport nr. 542. Danmarks Miljøundersøgelser.

Schou, J.S., B. Kronvang, K. Birr-Pedersen, P.L. Jensen, G.H. Rubæk, U. Jørgensen og B.H. Jacobsen (2007): Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv. Faglig rapport nr. 625. Danmarks Miljøundersøgelser.

Segerson, K. (1988): Uncertainty and incentives for non-point pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, s.87-98.

Segerson, K. og J. Wu (2006): Nonpoint pollution control: Inducing first-best outcomes through the use of threats. *Journal of Environmental Economics and Management*, 51, s. 165-184.

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