

Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet

Juni 2007

Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet

Finansministeriet
Fødevareministeriet
Miljøministeriet
Skatteministeriet
Økonomi- og Erhvervsministeriet

Juni 2007

Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet, Juni 2007
I tabeller kan afrunding medføre, at tallene ikke summer til totalen.

Publikationen kan bestilles eller afhentes hos:

Schultz Distribution
Herstedvang 4,
2620 Albertslund
Telefon 43 63 23 00
Fax: 43 63 19 69
E-mail: Schultz@schultz.dk
Hjemmeside: www.schultz.dk

Henvendelse om publikationen

kan i øvrigt ske til:

Finansministeriet
8. kontor
Christiansborg Slotsplads 1
1218 København K
Telefon 33 92 33 33

Omslag: BGRAPHIC
Tryk: Schultz Grafisk
Oplag: 2.000
Pris: 75 kr. inkl. moms
ISBN: 87-7856-832-3

Elektronisk publikation:

Produktion: Schultz
ISBN: 87-7856-833-1

Publikationen kan hentes på
Finansministeriets hjemmeside:
www.fm.dk



Trykt af Schultz Grafisk, som har licens til brug af svanemærket,
er ISO 14001 miljøcertificeret og ISO 9002 kvalitetscertificeret.

Indholdsfortegnelse

1	Sammenfatning	5
2	Indledning: Baggrund, kommissorium og rapportens indhold	15
3	Fremskrivning af miljøtilstanden i 2015.....	17
3.1	Vandløb	17
3.1.1	Overordnet metode	17
3.1.2	Den nuværende miljøtilstand.....	17
3.1.3	Miljøtilstanden i 2015	18
3.2	Søer	19
3.2.1	Overordnet metode	19
3.2.2	Den nuværende miljøtilstand	20
3.2.3	Miljøtilstanden i 2015	21
3.3	Kystnære marine områder.....	22
3.3.1	Overordnet metode	22
3.3.2	Den nuværende miljøtilstand.....	22
3.3.3	Miljøtilstanden i 2015	23
4	Økonomiske analyser i forhold til vandrammedirektivet – teoretiske og metodiske overvejelser	27
4.1	Omkostningseffektivitetsanalyse (CEA).....	28
4.2	Cost-benefit analyse (CBA)	29
4.3	Opgørelse af omkostninger og gevinster.....	30
4.3.1	Omkostningsbegrebet i vandrammedirektivet	31
4.3.2	Opgørelse af omkostninger	31
4.3.3	Opgørelse af gevinster	32
4.4	Anvendelse af undtagelsesbestemmelser.....	34
5	Virkemidler til omkostningseffektiv opfyldelse af målsætningerne i Vandrammedirektivet.....	37
5.1	Samspil mellem national og lokal regulering af virkemidler	37
5.2	Bruttoliste over mulige virkemidler til brug for scenarieanalysen	41
5.3	Omkostningseffektivt mix af virkemidler for et oplandsområde	45

6	Scenarieberegninger for foreløbige målsætninger i vandrammedirektivet	49
6.1	Vandløb	49
6.1.1	Målsætningsopfyldelse i 2015 og årsagerne hertil.....	49
6.1.2	Økonomisk analyse for vandløb	53
6.2	Søer	55
6.2.1	Målsætningsopfyldelse i 2015 og årsagerne hertil.....	55
6.2.2	Økonomisk analyse for søer	58
6.3	Kystnære marine områder.....	61
6.3.1	Målsætningsopfyldelse i 2015 og årsagerne hertil.....	61
6.3.2	Økonomisk analyse for kystvande.....	65
6.4	Samlet økonomisk vurdering af scenarierne	73
6.5	Vurdering af synergier.....	77
Bilag 1.	Kommissorium til opfølgning på regeringsgrundlag: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø	79
Bilag 2.	Dansk indmelding til EU-interkalibrering	83

1. Sammenfatning

Det tværministerielle udvalg vedrørende langsigtet indsats for et bedre vandmiljø blev nedsat i marts 2005. Udvalgets medlemmer er Miljøministeriet, Fødevareministeriet, Skatteministeriet, Økonomi- og Erhvervsministeriet samt Finansministeriet (formand). Det overordnede formål med udvalgets arbejde er at bidrage til, at Danmark på en omkostningseffektiv måde kan gennemføre vandrammedirektivet. Udvalgets vurderinger i forhold til omkostningseffektiviteten af virkemidler vil indgå i grundlaget for beslutninger om den videre implementering af vandrammedirektivet.

Udvalget har fået gennemført en række analyser af forskningsinstitutionerne Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet (tidligere Danmarks JordbrugsForskning, DJF) og Fødevareøkonomisk Institut (FØI). Der er således udarbejdet en rapport med overvejelser om mulige virkemidler til realisering af målene i vandrammedirektivet (Schou et al. 2007), og eksempler på scenarieberegninger baseret på omkostningseffektiv sammensætning af virkemidler med henblik på opfyldelse af tre scenarier for målsætningen om god økologisk tilstand (Iversen et al. 2007).

Målfastsættelse i vandrammedirektivet

Vandrammedirektivet fastsætter bindende mål for miljøkvaliteten af vandløb, søer, kystområder og grundvand. Direktivets målsætning er, at der skal opnås ”god økologisk tilstand” i overfladevand og grundvand i 2015. Analyserne i denne rapport er afgrænset til miljøtilstanden i overfladevand, det vil sige vandløb, søer og kystvande.

Målene i vandrammedirektivet relaterer sig principielt til hver enkelt lokalitet, fx en konkret sø. Målene er fx udbredelse af ålegræs i kystvande og tilstedeværelsen af smådyrsfauna, mv. i vandløb. Analysearbejdet har påvist et behov for at oparbejde ny viden om sammenhænge mellem mål for udledninger, fx reduktion af kvælstof og fosfor, som er velkendte fra arbejdet med vandmiljøplaner, og miljøtilstanden målt på de biologiske og fysiske-kemiske indikatorer, som skal opfyldes i henhold til direktivet.

Parallelt med den nationale proces omkring implementering af vandrammedirektivet pågår der en EU-proces med henblik på endelig fastsættelse af miljømålene i direktivet, hvor der kortlægges og sammenholdes metoder for måling af vandkvalitet i medlemslandene. Kommissionen ventes at tage beslutning om fastsættelse af målene i direktivet ultimo 2007. Vandrammedirektivet er imidlertid omfattet af den nye forskriftsprocedure med kontrol, hvorefter Rådet (miljø) og Europa-Parlamentet kan modsætte sig beslutningen inden for en frist på 3 måneder, dvs. frem til primo 2008. De endelige mål i vandrammedirektivet er dermed ikke kendte på nuværende tidspunkt.

Det fremgår derudover af vandrammedirektivet, at medlemslandene under bestemte forudsætninger kan afvige fra den generelle målsætning om opnåelse af god økologisk tilstand i 2015. Der er i 2006 igangsat et udredningsarbejde i EU-regi om mere konkret anvendelse af disse undtagelsesbestemmelser, og Kommissionen bistås af Danmark som formand for udredningsgruppen. Arbejdet forventes afsluttet primo 2008. Det forventede konkretiseringsniveau i EU-vejledningsmaterialet til medlemslandene om brug af undtagelsesbestemmelserne kendes endnu ikke.

Analytisk tilgang i rapporten

I rapporten bliver der opstillet en baseline for den forventede miljøtilstand i vandløb, søer og kystnære marine områder i 2015. I baselinen indgår de forventede effekter af allerede besluttede tiltag, fx indsats mod udledning af spildevand og vandmiljøplanerne.

Der opstilles endvidere en række scenarier for miljømål, da miljømålene endnu ikke er fastlagt, som sammenholdes med baselinen. Derved fås et foreløbigt skøn for ”afstanden til målet” i 2015. Analysens afdækning af afstanden til målet for de tre typer af vandområder gennemgås nedenfor.

Der er opstillet tre scenarier for målfastsættelse for hver vandtype (vandløb, søer og kystvande) med udgangspunkt i én indikator for miljøtilstanden. For vandløb er det smådyrsfauna opgjøret i Dansk VandløbsFaunaIndeks, for søer er det klorofylindhold i søvand og for kystvande er det dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs. Indikatoren omsættes til et skøn for den nødvendige reduktion i kvælstof- og/eller fosforbelastningen samt behov for forbedring af de fysiske forhold i de enkelte vandområder for at opnå målsætningen om god økologisk tilstand. Der er foretaget beregninger på reduktion af kvælstof og fosfor under forudsætning om kendte sammenhænge mellem reduktion af udledning af næringsstoffer og den biologiske og fysiske-kemiske miljøtilstand i vandområderne.

Der er herefter gennemgået en lang række mulige virkemidler, og deres omkostningseffektivitet er vurderet. Virkemiddelrapporten fremstår således som et katalog over mulige virkemidler og deres omkostningseffektivitet. Der opstilles i forbindelse med scenarierne en række eksempler på mulige ”pakker” af omkostningseffektive virkemidler baseret på en række faste antagelser om jordbundsforhold, retention (tilbageholdelse af næringsstoffer i jorden), mv. Stillingtagen til konkret implementering af virkemidlerne vil imidlertid kræve nærmere kendskab til lokale forhold og muligheder for administration og kontrol af virkemidler, som det vil fremgå nedenfor, herunder kendskab til lokale behov for en indsats.

Det fremgår af scenarieberegningerne, at der er betydelig usikkerhed forbundet med virkemidlernes reduktionspotentialer, omfang af anvendelse af de enkelte virkemidler på landsplan og dermed skøn over omkostningerne. Det fremgår ligeledes, at omkostningerne kan blive omfattende, men sandsynligvis lavere end ved tidligere skøn over omkostningerne.

I det følgende præsenteres centrale budskaber i den faglige rapport. De væsentligste elementer er analysen af omkostningseffektive virkemidler, eksempler på sammensætning af pakker af virkemidler i de tre scenarier for målfastsættelse, skøn over omkostningerne i de valgte scenarier og specificering af de betydelige usikkerheder i beregningerne.

Analyse af omkostningseffektive virkemidler

Der er gennemgået en lang række kendte og ikke kendte virkemidler i forhold til reduktion af kvælstof og fosfor. I beregningerne er inddraget omkostninger og gevinster.

Omkostningerne ved de mulige virkemidler er i rapporten primært opgjort som tabt jordrente for de areal- og driftsrelaterede tiltag samt driftsomkostninger ved omlægning til nye dyrkningsformer tillagt en nettoafgiftsfaktor for gødningsrelaterede og tekniske tiltag. Gevinsterne er primært opgjort som budgetøkonomiske besparelser ved fx ophør med vandløbsvedligeholdelse. Det har ikke været muligt at gennemføre egentlige samfundsøkonomiske beregninger. Nærmere forhold vedrørende beregning af omkostninger gennemgås sidst i denne sammenfatning.

Der præsenteres i rapporten en række virkemidler, som er velkendte fra den igangværende VMP III-indsats, blandt andet kvælstofnormer og efterafgrøder. Dertil kommer ekstensivering af landbrugsdriften i ådale, der vurderes at være et relativt billigt virkemiddel, og som samtidig kan bidrage til at forbedre miljøtilstanden i alle tre typer vandområder. Synergieffekten ved anvendelse af dette virkemiddel kan således forventes at være betydelig, men er ikke inddraget i beregningerne.

Derudover peger rapporten på en række nye og uafprøvede virkemidler, hvor implementeringspotentialet og de samlede omkostninger forbundet med disse virkemidler skal vurderes nærmere. De nye virkemidler fremstår som attraktive, da reduktionsomkostningerne i analyserne er vurderet til at være meget lave. Det drejer sig blandt andet om omlægning til økologisk malkekvægsproduktion, anvendelse af ammoniakgødning, slæt i stedet for afgræsning og dyrkning af energiafgrøder.

Analysearbejdet i forbindelse med nærværende rapport peger i retning af, at der især vil være behov for lokale og differentierede indsatser for at opfylde målsætningen for det enkelte vandområde. Dette skyldes blandt andet, at der er forskelle i jordbundsforhold, sammenhænge mellem vandområderne, mv.

For vandløb peger rapporten på, at forbedring af de fysiske forhold gennem ophør med vandløbsvedligeholdelse vil være et nødvendigt virkemiddel til at sikre målopfyldelse. Det er på baggrund af ovenstående vurderet, at anvendelse af afgifter og kvoter er mindre relevant i forbindelse med opfyldelse af målene i vandrammedirektivet for vandløb. Det har imidlertid ikke været undersøgt nærmere, hvorvidt der vil kunne sammensættes en afgift eller lignende på kvælstof eller fosfor med et regionalt sigte med henblik på målopfyldelse i især søer og kystvande. Overvejelser om mulig-

heder for anvendelse af afgifter generelt vil indgå i det videre arbejde. Dertil kommer, at den forventede afstand mellem den fremskrevne miljøtilstand i 2015 og opfyldelse af målsætningen er forskellig, dels for forskellige typer af vandområder, og dels i de to centrale scenarier for målfastsættelse. Der peges således ikke umiddelbart på et ensartet behov for et niveauløft.

Analysen af virkemidler bidrager som foreløbigt input til vurdering af, hvordan målsætningerne i vandrammedirektivet kan implementeres omkostningseffektivt. Omkostningseffektivt forstås i denne sammenhæng som, at de på forhånd specificerede målsætninger realiseres til de lavest mulige omkostninger. Det er væsentligt at bemærke, at vurderingen af omkostningseffektivitet er knyttet til specificering af målsætningen. Den konkrete sammensætning af omkostningseffektive virkemidler i et givet oplandsområde vil afhænge af områdets særlige karakteristika. En generel vurdering af virkemidlernes indbyrdes rangordning i forhold til effekterne på udledning af kvælstof og/eller fosfor samt omkostningerne forbundet med en indsats giver således et meget foreløbigt input til vurdering af en generel omkostningseffektiv implementering af vandrammedirektivet. Resultaterne fra analyserne af virkemidler kan derfor primært betragtes som et input til videre analyser af scenarier og som input til arbejdet med udarbejdelse af indsatsplaner i vanddistrikterne.

Virkemiddelsammensætning i tre scenarier for målfastsættelse

Formålet med scenarieberegningerne er at sammensætte eksempler på omkostningseffektive pakker af virkemidler og dermed opstille foreløbige estimater for de omkostninger, der kan forventes som følge af vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand i overfladevand. Beregningerne er baseret på en række faste antagelser om jordbundsforhold, retention, anvendelse af undtagelsesbestemmelser, mv. De endelige miljømål og dermed skillelinien mellem god og moderat tilstand kendes ikke, hvorfor der er opstillet tre scenarier for målfastsættelse for hver vandtype (vandløb, søer og kystvande) med udgangspunkt i én indikator for miljøtilstanden.

Scenarierne er opstillet således, at scenarium 1 angiver den mindst tilladte påvirkning af vandmiljøet (det skrappeste scenarium) og scenarium 3 angiver den størst tilladte påvirkning af vandmiljøet (det mindst skrappe scenarium) i forhold til målsætningen om god økologisk tilstand. For hvert scenarium og hver vandtype er ”afstanden til målet” estimeret, det vil sige den ændring af påvirkningen, som vurderes generelt at være nødvendig for at nå målet i de tre scenarier, når der tages afsæt i fremskrivningen af miljøtilstanden i 2015 eller på længere sigt i de tilfælde, hvor målet ikke vurderes at kunne opnås i 2015. Nedenfor præsenteres foreløbige bud på virkemidler til forbedring af vandkvaliteten i henholdsvis vandløb, søer og kystvande samt skøn over niveau for omkostninger ved anvendelse af virkemidlerne inden for spændet af de tre scenarier for målfastsættelse.

Vandløb

Analyserne tyder på, at der vil være behov for en indsats i et stort antal vandløb, og at de primære forhindringer for målopfyldelse i vandløbene i 2015 vil vedrøre de fy-

siske forhold, udledning af okker og spildevandspåvirkning. Det fremgår ligeledes af analyserne, at den overvejende årsag til manglende målopfyldelse vurderes at ville være de fysiske forhold i vandløbene. Antallet af vandløb, hvor en forbedring af de fysiske forhold skønnes nødvendig for at sikre målopfyldelse, er i scenarium 1 godt 50 pct. og i scenarium 2 godt 15 pct. af samtlige målsatte vandløb.

Forbedring af de fysiske forhold vurderes at kunne ske ved ophør med vandløbsvedligeholdelse, det vil sige stop for grødeskæring, mv. i vandløb. Dette vil påvirke afvandingen til de nærliggende arealer, da vandstanden i vandløbet vil stige, og arealerne langs vandløbet vil på sigt være oversvømmede i visse perioder. Tiltaget vil medføre forbedrede fysiske forhold i en form, som bidrager væsentligt til at opnå god økologisk tilstand i vandløbene.

Skønnet over behov for arealudtag i forbindelse med tiltaget er i analyserne henholdsvis 85.000 ha. i scenarium 1, 29.000 ha. i scenarium 2 og 7.500 ha. i scenarium 3. Skønnet over omkostningerne ved en indsats er knap tre gange så stort i scenarium 1 som i scenarium 2, da der udtages omkring tre gange så mange arealer. Der vil i scenarium 1 med stor sandsynlighed være behov for yderligere tiltag ud over arealudtagningen, fx i forhold til spildevandsrensning fra den spredte bebyggelse eller regnbetingede udledninger, som det ikke har været muligt at kvantificere i nærværende analyse. Der er for vandløb forudsat anvendt undtagelsesbestemmelser for omkring 30-40 pct. af vandløbene med et skønnet indsatsbehov i de tre scenarier, da det vurderes, at disse vandløb ikke vil kunne opnå god økologisk tilstand på grund af de fysiske forhold, mv.

Søer

Analyserne vurderer, at der primært vil være behov for reduktion af fosforbelastningen i søer, for at sikre målopfyldelse i 2015. Reduktionsbehovet for fosfortilførsel til de 27 søer, som indgår i analysen, er opgjort til henholdsvis 24 pct. i scenarium 1 og 3 pct. i scenarium 2. Det er forbundet med store usikkerheder at opskalere fra de 27 søer i analysen til landsplan, da søerne ikke er repræsentative for alle danske søer. Reduktionsprocenterne for de 27 søer kan derfor ikke umiddelbart overføres til landsplan.

Der knytter sig en række problemstillinger til regulering af fosfortilførsel og fosforophobning. For det første er der sammenlignet med kvælstof mere begrænset viden om hvilke tiltag, der har en effekt, og dermed hvorvidt tiltaget er omkostningseffektivt. Fosforregulering vil således være behæftet med større usikkerhed end kvælstofregulering. For det andet er der et samspil mellem reduktion af fosfor og reduktion af kvælstof, som det fremgår nedenfor i beskrivelsen af ekstensivering af landbrugsdrift i ådale. Disse synergier komplicerer sammensætningen af omkostningseffektive pakker af virkemidler.

Det skønnede behov for fosforreduktion vurderes i analysen at kunne nås mest omkostningseffektivt ved udelukkende at anvende virkemidlet ekstensivering af land-

brugsdrift i ådale. Ekstensivering i ådalene vil blandt andet være en konsekvens af ophør med vedligeholdelse af vandløbene. Hvis der stoppes for vedligeholdelse af vandløbene, vil afvandingen blive dårligere, og vandstanden vil dermed stige, hvorfor der vil være arealer, som hidtil har kunnet udnyttes landbrugsmæssigt intensivt (fx korn), som efterfølgende kun kan anvendes ekstensivt (fx græsning). Det er i analyserne skønnet, at tiltaget vil medføre et arealudtag på henholdsvis 6.500 ha. i scenarium 1 og 1.500 ha. i scenarium 2.

En følsomhedsanalyse på de gennemførte beregninger viser, at realisering af målsætningen for søerne er stærkt afhængig af mulighederne for at gennemføre ekstensivering af landbrugsdrift i ådale. Såfremt dette kun er muligt i begrænset omfang, vil opfyldelse af målsætningerne kræve yderligere tiltag. Der er gennemført en beregning i tilfældet, hvor kun halvdelen af reduktionsbehovet i scenarium 1 opnås ved ekstensivering af landbrugsdriften i ådale, og hvor yderligere tiltag i form af undergødskning med fosfor, udlægning af randzoner, udelukkelse af vintersæd på erosionstruede arealer og forbud mod jordbearbejdning i perioden høst til 1. april må iværksættes. Skønnet over arealudtag i scenarium 1 er i følsomhedsanalysen 3.250 ha., mens omkostningerne er omkring 5 gange så høje som i det centrale skøn. Ved behov for yderligere tiltag vil omkostningerne blive endnu større.

Kystvande

Det er vurderingen, at en betydelig del af kystvandene vil have behov for en indsats for at indfri målene i 2015. Der er i analyserne alene fokuseret på reduktion af kvælstofbelastningen i eksemplerne på scenarier for kystvande, der kan sikre målopfyldelse i 2015. Fosfor spiller især i meget lukkede fjordsystemer også en rolle. Odense Fjord, Mariager Fjord og Limfjorden er de tre områder, som indgår i analysen, og reduktionsbehovet i kvælstoftilførslen er opgjort til henholdsvis omkring 40 pct. i scenarium 1 og omkring 18 pct. i scenarium 2. Tallene for de tre områder er opskaleret til det samlede opland til indre farvande, og reduktionsbehovet vurderes at vedrøre et bruttoareal på omkring 70 pct. af landbrugsarealet (1.900.000 ha), som opland til de marine områder i scenarium 1, og omkring 66 pct. af landbrugsarealet (1.260.000 ha), som opland i scenarium 2. Det forventede omfang af arealer, som vurderes at blive omfattet af en indsats, vil afhænge af det konkrete valg af virkemidler samt synergiefakter som følge af indsatser i vandløb og søer.

De mest omkostningseffektive virkemidler i scenarium 1 vurderes i rapporten at være omlægning til økologisk malkekvægsproduktion, anvendelse af ammoniakgødning, slæt i stedet for afgræsning og dyrkning af energifgrøder, som alle vurderes at have en reduktionsomkostning på omkring 0 kr. For at nå reduktionsmålet er der behov for yderligere virkemidler, og anvendelse af efterafgrøder efter ompløjning og ekstensivering af landbrugsdrift i ådale vurderes dernæst at være de mest omkostningseffektive virkemidler. Reduktionskravet i scenarium 2 vurderes i analysen at kunne opnås med de samme virkemidler som i scenarium 1. Det antages dog blandt andet, at der i mindre grad sker ekstensivering af landbrugsdrift i ådale. Scenarium 3 vurderes

at kunne opfyldes ved anvendelse af de omkostningsneutrale virkemidler alene, hvorfor dette scenarium ikke skønnes at medføre yderligere omkostninger.

De ovennævnte tiltag skønnes at medføre et arealudtag i størrelsesordenen 218.000 ha. i scenarium 1 og 45.000 ha. i scenarium 2. Der er gennemført to følsomhedsanalyser i relation til kystvandene, som begge viser ændrede skøn over arealudtaget som følge af ændret virkemiddelsammensætning i forhold til de centrale skøn ovenfor.

Især kan fremhæves, at der er gennemført en beregning, hvor der kun anvendes virkemidler, som allerede er i brug i dag, og som har velkendte effekter på baggrund af arbejdet med vandmiljøplanerne. Der er tale om virkemidlerne øget brug af efterafgrøder, yderligere reduktion af kvælstofnormen og etablering af yderligere vådområder i form af ekstensivering i ådale. Beregningen viser, at kun 60 pct. af målsætningen i scenarium 1 kan opfyldes med en sådan sammensætning af virkemidler, og at den beregnede omkostning derfor er betydeligt lavere end i den centrale beregning. I scenarium 2 kan målsætningen opfyldes med velkendte virkemidler, men skønnet over omkostninger er næsten fordoblet i forhold til den centrale beregning.

Det må formodes, at der især i scenarierne 1 og 2 vil være synergieffekter med hensyn til fosfor fra de tiltag, der gennemføres for at opfylde målene for vandløb og søer. Tiltaget ekstensivering af landbrugsdrift i ådale har, som nævnt ovenfor, en vis sammenhæng med tiltaget vandløbsvedligeholdelse, og det vil give effekter både på reduktion af fosfortransport i vandløb og udvaskning af kvælstof, når omdriftsarealerne tages ud af produktion. Der vil derudover også ske en reduktion af kvælstoftransporten i vandløb ved denitrifikation af nitrat i vandløbsvandet, når det oversvømmer engene, og der sker samtidig en deponering af organisk kvælstof.

Skøn over omkostninger

Som nævnt ovenfor, er omkostningerne ved de mulige virkemidler i rapporten primært opgjort som tabt jordrente for de areal- og driftsrelaterede tiltag samt driftsomkostninger ved omlægning til nye dyrkningsformer tillagt en nettoafgiftsfaktor for gødningsrelaterede og tekniske tiltag. Gevinsterne er primært opgjort som budgetøkonomiske besparelser ved fx ophør med vandløbsvedligeholdelse.

De økonomiske estimater i rapporten kan således ikke forventes at give det fulde billede af omkostninger og gevinster ved implementering af de enkelte tiltag. Som nævnt vil lokale forhold have stor betydning for en omkostningseffektiv sammensætning af virkemidler i konkrete vandområder. Dertil kommer, at omkostningerne ved en række foranstaltninger ikke indgår i beregningerne, fx eventuelle omkostninger til beskyttelse af infrastruktur, eventuelle supplerende omkostninger til spildevandsrensning og en eventuel indsats i forhold til jordforurening. Omkostninger forbundet med øvrige supplerende tiltag, som ikke kan kvantificeres i nærværende rapport, eller som ikke er vurderet relevante på baggrund af den analytiske tilgang, vil kunne vise sig i implementeringsforløbet. Forvridningstab forbundet med tiltag, der er omfattet af statstilskud, indgår ikke i beregningerne. Endelig er de administrative

omkostninger ved implementering af de forskellige tiltag kun inddraget i meget begrænset omfang. Der kan således blive tale om et betydeligt højere omkostningsskøn end det foreliggende, når alle elementer af omkostningerne ved implementering af de analyserede tiltag medtages.

På den anden side vil der være synergieffekter mellem fx vandløbstitlag og kvælstofreduktion af hensyn til kystvandene. Disse synergieffekter er vurderet kvalitativt, og det fremgår, at effekterne kan forventes at være størst ved målfastsættelse svarende til scenarium 1, hvor indsatsbehovet vil være størst og dermed også omfanget af tiltag. I scenarium 2 vil synergien mellem vandløbsforbedringer og kvælstoffjernelse formentlig være betydeligt mindre end i scenarium 1 og tilsvarende vil reduktion i fosfor til kystområderne være betydelig mindre end i scenarium 1. Skønnet over de samlede omkostninger i de gennemførte analyser kan på den baggrund være overvurderede.

Dertil kommer, at der kan forventes en række gevinster i form af afledte miljø- og natureffekter, som ikke er inddraget i analysen, hvilket kan forventes at pege i retning af lavere samlede nettoomkostninger. Anvendelse af direktivets undtagelsesbestemmelser kan ligeledes forventes at medføre lavere nettoomkostninger. Den direkte landbrugsstøtte til arealer fx vådområder indgår ikke i analyserne, men det antages, at den kan bibeholdes ved iværksættelse af arealrelaterede tiltag, som eksempelvis ekstensivering af landbrugsdrift i ådale.

Som det fremgår ovenfor, peger analysen især på ekstensivering af landbrugsdrift i ådale som et omkostningseffektivt virkemiddel. Såfremt beregningseksemplerne i analysen lægges til grund, svarer omfanget af arealudtag i scenarium 1 til godt 10 pct. af det samlede landbrugsareal i Danmark, mens omfanget i scenarium 2 vil være omkring 3 pct. af landbrugsarealet. Omkostningerne er anslået til i størrelsesordenen 953 mio. kr. - 1,9 mia. kr. årligt ved målfastsættelse svarende til scenarium 1, og omkring 116-460 mio. kr. årligt i scenarium 2. *Tabel 1.1.* nedenfor sammenfatter skøn over omkostningerne på baggrund af beregningseksemplerne i rapporten.

Tabel 1.1			
Sammenfatning af økonomiske konsekvensberegninger			
Mio. kr. pr. år	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Vandløb	16-50	8-21	1-4
Søer	6-79	1-16	-
Marine områder	931-1.745	107-423	1-2
I alt	953-1.874	116-460	2-6

Der kan angives et foreløbigt skøn over effekten på jordværdien af arealrelaterede tiltag, jf. *tabel 1.2.*

Tabel 1.2		
Oversigt over skønnet værdi på landbrugsjord før og efter ekstensivering		
Mia. kr.	Scenarium 1	Scenarium 2
Skønnet værdi baseret på handelspris på arealer før ekstensivering (fuld brugsværdi af jorden indgår i prisen)	27-47	6-11
Skønnet værdi af arealer efter ekstensivering (ved reduktion på ca. 60 pct.)	11-19	2-4

En tidligere analyse fra DMU i 2004 viser et meget stort spænd i jordprisændringen fra ca. 10 pct. til 90 pct. Gennemsnitlig er der sket en reduktion i jordprisen på ca. 60 pct.

Usikkerheder i forhold til beregningerne

Analyserne i denne rapport tager afsæt i tidligere analyser i forbindelse med forarbejdet til vandmiljøplan III. Beregningerne er generelt behæftet med betydelig usikkerhed, som det også var tilfældet i de tidligere analyser, og usikkerhederne kan i bedste fald søges minimeret i det videre arbejde med implementering af vandrammedirektivet.

Der er usikkerhed omkring, hvornår effekten af de enkelte virkemidler slår igennem. Der er i beregningerne taget udgangspunkt i, at tiltagene er gennemført senest i 2012, som er foreskrevet i direktivet, og at effekten opnås i 2015. Der kan imidlertid ikke forventes en så hurtig effekt for alle tiltag, da de biologiske ændringer for nogle virkemidler tager længere tid fx undergødskning med fosfor. Der kan derfor forventes forsinkelser fra et tiltag implementeres og til effekten opnås i et givet vandområde, eksempelvis 20-30 år i forhold til søer og lukkede fjorde.

Det er derudover tvivlsomt, hvorvidt det i det forudsatte omfang kan nås at implementere alle tiltag i 2012 fx ådalsprojekter. Samlet er det således tvivlsomt, om målopfyldelsen kan nås i 2015, eller om direktivets undtagelsesbestemmelser må bringes i anvendelse med henblik på forlængelse af fristen for målopfyldelse.

Det er derudover forudsat i beregningerne, at alle de analyserede virkemidler kan anvendes op til deres vurderede fulde potentiale. Dette er ligeledes tvivlsomt, og der er gennemført følsomhedsanalyser i forhold til de centrale skøn, hvor primært ådalsprojekter forudsættes at kunne implementeres i fuldt omfang. Tilsvarende vil der for øvrige virkemidler være gjort en række antagelser om det mulige implementeringsomfang, som kan vise sig, at være vanskelige at gennemføre i praksis. Dette vil især gælde for de uafprøvede virkemidler, hvor der også kan være problemer med at kontrollere virkemidlernes implementering. Følsomhedsanalyser viser desuden, at der kan være tvivl om muligheden for at opfylde målsætningen for de marine områder, hvis der udelukkende anvendes kendte virkemidler.

Kapitel 1. Sammenfatning

Det har været nødvendigt at foretage en række forenklinger og antagelser for at kunne opskalere fra konkrete beregninger og data til landsplan. Såvel estimer på reduktionsbehov og omkostninger i de forskellige scenarier er således forbundet med stor usikkerhed. For søerne er der taget udgangspunkt i 27 søer, som generelt er mindre næringsstofholdige end gennemsnittet, og som der er langt bedre kendskab til end samtlige søer i landet. For kystvande er der taget udgangspunkt i 3 fjorde, hvilket giver tilsvarende problemer i forhold til skønnet over reduktionsbehov på landsplan. Repræsentativiteten af de undersøgte vandområder er således uklar. Der er således betydelig usikkerhed på beregningerne i analysen, hvilket også afspejles i et betydeligt spænd på de opgjorte samlede omkostninger.

2. Indledning: Baggrund, kommissorium og rapportens indhold

Baggrund og kommissorium for udvalget

Det tværministerielle udvalg vedrørende langsigtet indsats for et bedre vandmiljø blev nedsat i marts 2005, *jf. kommissoriet i bilag 1*. Udvalgets medlemmer er Miljøministeriet, Fødevareministeriet, Skatteministeriet, Økonomi- og Erhvervsministeriet samt Finansministeriet (formand). Det overordnede formål med udvalgets arbejde er at bidrage til, at Danmark på en omkostningseffektiv måde kan gennemføre vandrammedirektivet. Udvalgets vurderinger i forhold til omkostningseffektiviteten af virkemidler vil indgå i grundlaget for beslutninger om den videre implementering af vandrammedirektivet.

Udvalget har fået gennemført en række analyser af forskningsinstitutionerne Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet (tidligere Danmarks JordbrugsForskning, DJF) og Fødevareøkonomisk Institut (FØI). Der er således udarbejdet en rapport med overvejelser om mulige virkemidler til realisering af målene i vandrammedirektivet (Schou et al. 2007), og eksempler på scenarieberegninger baseret på omkostningseffektiv sammensætning af virkemidler med henblik på opfyldelse af tre scenarier for målsætningen om god økologisk tilstand (Iversen et al. 2007).

Arbejdet med at afdække mulige omkostningseffektive virkemidler har imidlertid vist sig at være vanskeligt og er blevet forsinket af forskellige årsager. Det skyldes for det første, at analysearbejdet har påvist et behov for at oparbejde ny viden om sammenhænge mellem mål for udledninger, fx reduktion af kvælstof og fosfor, som er velkendte fra arbejdet med vandmiljøplaner, og miljøtilstanden målt på de biologiske og fysiske-kemiske indikatorer, som skal opfyldes i henhold til direktivet.

For det andet er den nationale proces blevet påvirket af den forsinkede EU-proces med henblik på endelig fastsættelse af miljømålene i direktivet, hvor der kortlægges og sammenholdes metoder for måling af vandkvalitet i medlemslandene. Kommissionen ventes at tage beslutning om fastsættelse af målene i direktivet ultimo 2007. Vandrammedirektivet er imidlertid omfattet af den nye forskriftsprocedure med kontrol, hvorefter Rådet (miljø) og Europa-Parlamentet kan modsætte sig beslutningen inden for en frist på 3 måneder, det vil sige frem til primo 2008. De endelige mål i vandrammedirektivet er dermed ikke kendte på nuværende tidspunkt.

Vandrammedirektivet fastsætter bindende mål for miljøkvaliteten af vandløb, søer, kystområder og grundvand. Direktivets målsætning er, at der skal opnås ”god økologisk tilstand” i overfladevand og grundvand i 2015. Analyserne i denne rapport er afgrænset til miljøtilstanden i overfladevand (vandløb, søer og kystområder). Målene i vandrammedirektivet relaterer sig principielt til hver enkelt lokalitet, fx en konkret

sø. Målene er fx udbredelse af ålegræs i kystvande og tilstedeværelsen af smådyrsfauna, mv. i vandløb. Der er ikke taget stilling til opnåelse af god kemisk tilstand i henhold til vandrammedirektivet, fx i forbindelse med jordforureninger.

Rapportens indhold

I rapporten bliver der opstillet en baseline for den forventede miljøtilstand i vandløb, søer og kystnære marine områder i 2015 (kapitel 3). I baselinen indgår effekten af allerede besluttede tiltag, fx indsats mod udledning af spildevand og vandmiljøplanerne. Analysen af virkemidler bidrager som input til vurdering af, hvordan målsætningerne i vandrammedirektivet kan implementeres omkostningseffektivt. Omkostningseffektivt forstås i denne sammenhæng som, at de på forhånd specificerede målsætninger realiseres til de lavest mulige omkostninger (kapitel 4). Det er væsentligt at bemærke, at vurderingen af omkostningseffektivitet er knyttet til specificering af målsætningen. Der opstilles således mulige virkemidler til omkostningseffektiv opfyldelse af direktivets målsætning (kapitel 5).

Der opstilles endvidere en række scenarier for miljømål, da miljømålene endnu ikke er fastlagt, som sammenholdes med baselinen. Derved fås et foreløbigt skøn for ”afstanden til målet” i 2015 (kapitel 6). Analysens afdækning af afstanden til målet for de tre typer af vandområder gennemgås for de enkelte vandområder i kapitel 6. Formålet med scenarieberegningerne er at sammensætte eksempler på omkostningseffektive pakker af virkemidler og dermed opstille foreløbige estimater for de omkostninger, der kan forventes som følge af vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand i overfladevand. Beregningerne er baseret på en række faste antagelser om jordbundsforhold, retention, mv.

Der er opstillet tre scenarier for målfastsættelse for hver vandtype (vandløb, søer og kystvande) med udgangspunkt i én indikator for miljøtilstanden. For vandløb er det smådyrsfauna opgjort i Dansk VandløbsFauna Indeks, for søer er det klorofylindhold i søvand og for kystvande er det dybdegrænsen for udbredelse af ålegræs. Indikatoren omsættes til et skøn for den nødvendige reduktion i kvælstof- og/eller fosforbelastning samt behov for forbedring af de fysiske forhold i de enkelte vandområder for at opnå målsætningen om god økologisk tilstand. Der er foretaget beregninger på reduktion af kvælstof og fosfor under forudsætning om kendte sammenhænge mellem reduktion af udledning af næringsstoffer og den biologiske og fysiske kemiske miljøtilstand i vandområderne.

3. Fremskrivning af miljøtilstanden i 2015

I det følgende beskrives Baseline 2015, som er en fremskrivning af den forventede miljøtilstand i vandløb, søer og kystnære marine områder i 2015, når effekten af allerede besluttede tiltag indregnes (Iversen et al. 2006). På baggrund af baselinen er det muligt at kvantificere ”afstanden til målet” i forhold til opfyldelse af vandrammedirektivet og dermed fastlægge, hvor stor en yderligere indsats, der er behov for med henblik på at opfylde målsætningerne i direktivet.

De tre typer af overfladevand behandles i det følgende hver for sig. Baselinen udgør grundlaget for de efterfølgende scenarieberegninger, herunder vurdering af mulig anvendelse af undtagelsesbestemmelserne.

3.1 Vandløb

3.1.1 Overordnet metode

Baseline 2015 for vandløb er baseret på en fremskrivning af den nuværende miljøtilstand målt som DVFI (Dansk VandløbsFauna Indeks). DVFI er baseret på smådyrsfaunaen og har en skala fra 1 til 7, hvor 1 er det ringeste og 7 det bedste. Analysen skal tages med det forbehold, at den er foretaget ud fra kun én indikator, nemlig smådyrsfauna. Det er i vandrammedirektivet forudsat, at flere biologiske kvalitets-elementer, som fx fisk og vandplanter, skal anvendes. Det må forventes, at færre vandløbsstrækninger end angivet nedenfor som konsekvens heraf vil opfylde målsætningen.

3.1.2 Den nuværende miljøtilstand

Udgangspunktet for analysen er de ca. 24.600 km. vandløb, der i dag er målsatte. Det er endnu ikke besluttet hvilke vandløb, der skal målsættes i henhold til vandrammedirektivet, og dermed opfylde målsætningen om god økologisk tilstand.

I *tabel 3.1.* er vist den nuværende miljøtilstand, dvs. hvor mange km vandløb der har en given DVFI-værdi. Det fremgår, at hele DVFI spektret er repræsenteret, men med hovedvægt på DVFI 4 og 5 med henholdsvis 40 pct. og 30 pct. af vandløbene. Det fremgår også, at DVFI generelt er højere i de store vandløb end i de små vandløb.

Tabel 3.1
Tilstanden i danske vandløb i 2002. Vandløbsstørrelsen er angivet som bredden i meter. Tallene i tabellen er vandløbslængden (km) i hver størrelsesgruppe og DVFI-klasse, og er baseret på overvågningsdata fra 1050 målestationer

	Antal km vandløb pr. DVFI enhed og vandløbsstørrelsesgruppe							1-7
	1	2	3	4	5	6	7	
Hele landet								
Vandløbsbredde > 8 m	0	40	90	500	470	70	400	1.570
Vandløbsbredde 2-8 m	20	340	1.110	4.500	3.180	890	920	10.960
Vandløbsbredde < 2 m	280	500	1.610	4.700	3.720	640	620	12.070
I alt (km)	300	880	2.810	9.760	7.370	1.600	1.940	24.600
Pct. målsatte vandløb	1	4	11	40	30	6	8	100

Kilde: Baseret på overvågningsdata fra 1.050 målestationer (Skriver 2003).

Der er store regionale forskelle i den nuværende miljøtilstand. DVFI er generelt lavere på Sjælland, Lolland og Falster end i resten af landet. Dette mønster afspejler både forskellige naturgivne forhold som vandføring og faldforhold, og graden af påvirkninger.

3.1.3 Miljøtilstanden i 2015

Nedenfor er vist en fremskrivning af miljøtilstanden i form af DVFI i de danske vandløb i 2015, *jf. tabel 3.2.*

Tabel 3.2
Den skønnede forventede miljøtilstand i 2015 efter indsats over for spildevand fra spredt bebyggelse, gennemførelse af VMP II og III vådområdeprojekter og udlægning af dyrkningsfri randzoner

	Antal km vandløb pr. DVFI enhed og vandløbsstørrelsesgruppe							1-7
	1	2	3	4	5	6	7	
Hele landet								
Vandløbsbredde > 8 m	0	40	90	490	470	70	400	1560
Vandløbsbredde 2-8 m	20	290	1.010	3.610	3.930	990	1.120	10.970
Vandløbsbredde < 2 m	180	350	1.210	2.900	5.470	940	1.020	12.070
I alt (km)	200	680	2.310	7.000	9.870	2.000	2.540	24.600
Pct. målsatte vandløb	1	3	9	28	40	8	10	100

Der skal knyttes følgende kommentarer til den forventede effekt af de vigtigste besluttede virkemidler.

Indsats mod spildevand fra spredt bebyggelse

Der vil blive foretaget en indsats i forhold til spildevand fra ca. 90.000 ejendomme i det åbne land frem til og med 2015 (Miljøstyrelsen 2005). Effekten af indsatsen vil være, at spildevandet ikke længere ledes urenset til overfladevand, men nedsives eller renses biologisk i sandfilter eller lignende.

Indsatsen vil primært slå igennem i de små vandløb, hvor fortyndingen af spildevandet er mindst. Derudover vil effekten være størst i vandløb med gode fysiske forhold, dvs. vandløb, hvor det primært er spildevandet, der er årsag til en dårlig miljøtilstand.

Skønsmæssigt vurderes det, at i størrelsesordenen 6.000 km små eller mellemstore vandløb vil få en forbedret DVFI-klasse som følge af indsatsen, og heraf vurderes en betydelig del at skifte fra DVFI 4 til DVFI 5. For de store vandløb forudsættes det i beregningerne, at der ikke sker en påviselig ændring i DVFI.

Forbedring af de fysiske forhold

Etablering af VMP II og III-vådområder, som omfatter vandløb, kan medvirke til at forbedre vandløbenes fysiske forhold og dermed eventuelt faunaklassen. Etablering af dyrkningsfrie randzoner kan medvirke til at reducere udskridninger og erosion og dermed forbedre vandløbs fysiske forhold. I små vandløb kan de fysiske forhold ændres så meget, at dette påvirker DVFI i gunstig retning. Ud fra en række antagelser vedrørende omfanget af de to tiltag, deres geografiske placering og tiltagenes langsigtede effekter vurderes det med stor usikkerhed, at i størrelsesordenen 200 km primært små vandløb vil ændre faunaklasse i positiv retning.

Ophør eller reduktion af grødeskæring og anden vandløbsvedligeholdelse forbedrer ligeledes de fysiske forhold i vandløb og dermed potentielt faunaklassen. Samtidig påvirkes afvandingen og dermed dyrkningsinteresserne i de vandløbsnære arealer i negativ retning.

Opsamling

Sammenfattende fremgår det af tabel 3.2, at der forventes en vis forbedring af miljøtilstanden målt som DVFI i 2015 i forhold til nu. 86 pct. af de målsatte vandløb kan således forventes at have opnået faunaklasse 4 eller derover i 2015. Forbedringerne sker især i de små og mellemstore vandløb, og forbedringerne er størst på Sjælland, Lolland og Falster. Det skal understreges, at fremskrivningen er behæftet med stor usikkerhed, ikke mindst på fordelingen på landsdele, som især er knyttet til implementeringen af de besluttede tiltag.

3.2 Søer

3.2.1 Overordnet metode

Baseline 2015 for søer er baseret på en fremskrivning af den nuværende miljøtilstand målt som den årlige gennemsnitskoncentration af fosfor ($\mu\text{g P/l}$). Der er en overordnet sammenhæng mellem fosforkoncentration og en række biologiske kvalitets-elementer i søer.

3.2.2 Den nuværende miljøtilstand

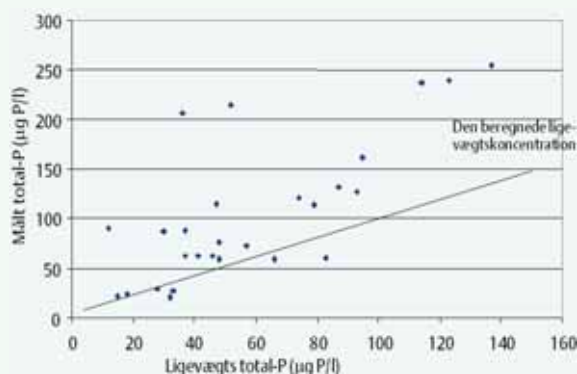
Udgangspunktet for analysen er data fra 27 målsatte søer i det nationale overvågningsprogram vedrørende søkvalitet og fosfortilførsel fordelt på kilder. En oversigt over de 27 søer og deres oplandskarakteristik kan ses i Søndergaard et al. (2003). De 27 søer omfatter relativt mange store og dermed generelt lidt mindre næringsrige søer, og de er derfor ikke helt repræsentative for tilstanden i danske søer generelt (Lauridsen et al. 2005).

Den grundlæggende problematik i forhold til fosforbelastningen i søer er, at der skal ske en reduktion af både fosfortilførsel og ophobning for at forbedre vandkvaliteten. For at begrænse søernes fosforbelastning er det således nødvendigt, dels at reducere den tilførsel, der sker med afstrømningen fra marker til vandløb, og dels at sikre at fosfor, der allerede er kommet ud i vandløbene, kan bundfældes her, inden det når søerne. Der er imidlertid risiko for, at den fosfor, der tidligere er ophobet under opdyrkning og drift, frigives ved etablering af reducerende forhold som eksempelvis ådale. Det kan desuden tage mange år, fra den eksterne belastning reduceres, til effekten er slået fuldt igennem i en sø.

Nedenfor er vist den nuværende målte søkoncentration i forhold til den beregnede ligevægtskoncentration ved den nuværende fosfortilførsel, *jf. figur 3.1*.

Figur 3.1

Den nuværende målte årsmiddelkoncentration af total fosfor (2002-04) i forhold til den beregnede ligevægtskoncentration ved den nuværende fosfortilførsel til 27 danske søer

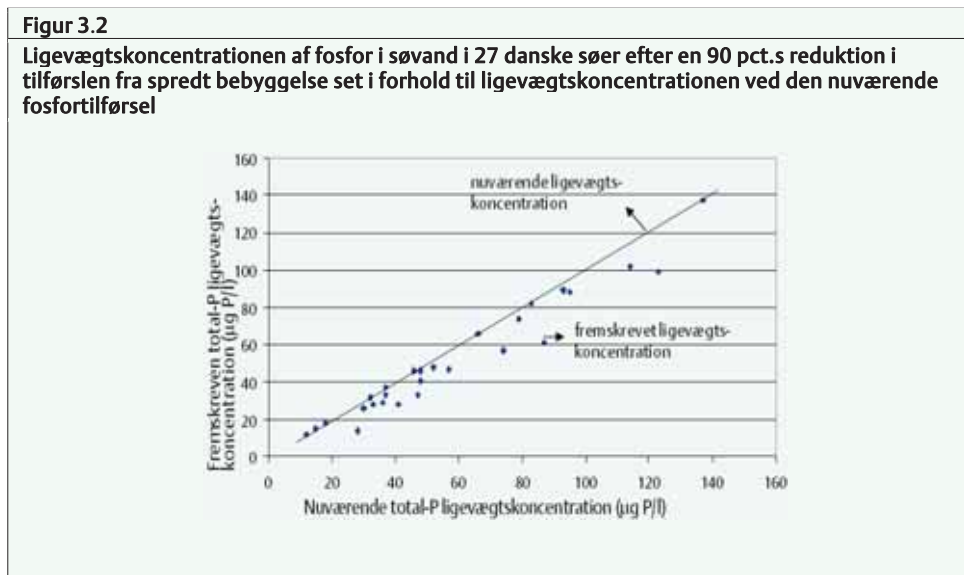


Det fremgår af figuren, at nogle søer med relativt lave fosforkoncentrationer allerede er i ligevægt, det vil sige de ligger på strengen. Det ses også, at den nuværende søkoncentration i mange søer er langt fra ligevægt. Det skyldes blandt andet frigivelse af fosfor, som er ophobet på søbunden fra tidligere udledninger af spildevand. Forsinkelsen kan i nogle søer være 10-30 år, dvs. den fulde effekt af tiltag, der allerede er

gennemført, vil ikke i alle tilfælde slå fuldt igennem i 2015. Det foreliggende datagrundlag er for spinkelt til at foretage en regional analyse.

3.2.3 Miljøtilstanden i 2015

I figuren nedenfor er vist en fremskrivning af miljøtilstanden i form af en ligevægtskoncentration af fosfor i søvandet ved fosforbelastningen i 2015 som følge af allerede besluttede tiltag for at nedbringe fosfortilførslen, *jf. figur 3.2.*



Fremskrivningen i figur 3.2. er alene baseret på den besluttede reduktion i fosfortilførslen på 90 pct. fra spredt bebyggelse til søer (Miljøstyrelsen 2004). Som det fremgår af figuren, forventes der at ske en reduktion på op til 10-20 $\mu\text{g}/\text{l}$ i fosforbelastningen i 2015 som følge af dette tiltag, hvilket kan betragtes som et vigtigt bidrag til målopfyldelsen. For at reducere fosforbelastningen yderligere vil der skulle iværksættes tiltag rettet mod landbrugets bidrag til fosforudledningen.

I VMP III er det besluttet, at landbrugets fosforoverskud skal halveres inden 2015, og at der skal etableres 50.000 ha randzoner ved frivillig omlægning af brakarealer. Randzoner vil reducere fosfortilførslen til vandmiljøet med i størrelsesordenen 20 tons fosfor pr. år. En halvering af fosforoverskuddet i landbruget vil ikke reducere fosfortilførslen til vandmiljøet, men vil alt andet lige på sigt medføre en stigning. Stigningen vil dog være mindre, end hvis fosforoverskuddet ikke var blevet halveret. Det er ikke muligt at kvantificere effekten af et fortsat fosforoverskud på tilførslen til vandmiljøet. Det er derfor i det følgende valgt at sætte den samlede effekt af de to tiltag til 0. Der foreligger ikke forskning, der beskriver den tidsmæssige sammenhæng mellem indsatsen som led i VMP III og effekten på vandmiljøet, men etablering af randzoner forventes at have en direkte effekt på afstrømningen fra arealerne.

Opsamling

Som det fremgår ovenfor, vil fremskrivningen for de fleste søer betyde reduktioner i søkoncentrationen på op til 20-30 µg fosfor pr. liter, mens andre søer ikke eller næsten ikke vil blive påvirket. Fremskrivningen er behæftet med betydelig usikkerhed, som blandt andet er knyttet til den landbrugsmæssige udvikling i de konkrete søoplande.

3.3 Kystnære marine områder

3.3.1 Overordnet metode

Kvælstof er den væsentligste påvirkningsfaktor i de kystnære marine områder, og der er en overordnet sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationen og en række biologiske kvalitetselementer (Dahl et al. 2005). Den valgte indikator er ålegræssets dybdeudbredelse, der er defineret som den største dybde, hvor mindst 5 pct. af havbunden er dækket af ålegræs. Der er med baggrund i historiske data og litteratur fra omkring år 1900 fundet dybdeudbredelse af ålegræs (Reinke 1889, Rosenwenge, 1896 og Ostenfeld, 1908). Disse udgør definitionsgrundlaget for referencetilstanden. Ud fra en landsdækkende regression mellem dybdeudbredelse af ålegræs og sommerkoncentrationer af total kvælstof (Nielsen et al. 2002) kan der beregnes en dertil svarende årlig total kvælstofkoncentration.

I et givet kystnært område er kvælstofkoncentrationen blandt andet styret af den landbaserede tilførsel og opblandingen fra de mere åbne farvande (Ertebjerg et al. 2004). I en del fjorde og kystnære områder er fosfor også væsentlig, særligt om foråret. Hovedparten af næringsstofferne tilføres imidlertid det marine miljø i vinterhalvåret.

3.3.2 Den nuværende miljøtilstand

Den nuværende tilstand er beskrevet ved vinterkoncentrationerne af kvælstof i det marine miljø i vinteren 2003 (Andersen (red.) 2005). Der er meget stor forskel på koncentrationen i de forskellige dele af de danske farvande, og kvælstofkoncentrationerne er generelt højest i områder, hvor der tilføres meget ferskvand med vandløb. Den landbaserede kvælstoftilførsel stammer først og fremmest fra nitratudvaskning fra de dyrkede arealers rodzone. Transporten fra rodzonen via grundvand og vandløb til det marine miljø er geologisk betinget. Det betyder, at der i nogle egne af Danmark er en forsinkelse fra en reduktion i rodzoneudvaskningen til effekten på tilførslen til det marine miljø.

Den landbaserede kvælstoftilførsel til et farvandsområde består dels af tilførslen med vandløb fra oplandet og dels af direkte udledninger fra punktkilder som rensningsanlæg og havbrug. De direkte udledninger opgøres særskilt.

Vandløbstilførslen består dels af en målt kvælstoftilførsel fra en del af oplandet og dels af en modelberegnet kvælstoftilførsel fra resten af oplandet, hvor det ikke har

været muligt at måle. Den modelberegnete kvælstoftilførsel fra de umålte oplande estimeres blandt andet ud fra jordbundsforhold, hydrologi og dyrkningsforhold. Jo større andel af oplandet, der er umålt, des større er usikkerheden.

Ud fra den samlede estimerede kvælstoftilførsel med vandløb og kendskab til andelen af udyrkede arealer, punktkilder mv. i oplandet kan det ved hjælp af kildeopsplitning estimeres hvor meget af vandløbstransporten, der stammer fra udledning fra punktkilder (fx rensningsanlæg og dambrug) til ferskvand, og hvor meget der stammer fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer). Kvælstoftilførslen fra diffuse kilder er defineret som udvaskningen fra rodzonen (1 meters dybde) og omfatter både dyrkede og udyrkede arealer.

I tabellerne nedenfor er vist den samlede landbaserede kvælstoftilførsel til alle farvandsområder i henholdsvis 1989-91 og 2002-2004, *jf. tabel 3.3 og 3.4.*

Tabel 3.3					
Den landbaserede kvælstoftilførsel til alle farvandsområder i 1989-91 opdelt på tilførsler via vandløb og direkte udledninger					
	Vandløbstilførsel			Direkte tilførsel	Total land-baseret tilførsel
	Vandafstrømning 10 ⁹ m ³	Diffuse kilder 1000 t N	Punktkilder 1000 t N	Punktkilder 1000 t N	1000 t N
Alle farvandsområder	12,61	70,53	8,64	14,98	94,15

Tabel 3.4					
Den landbaserede kvælstoftilførsel til alle farvandsområder i 2002-04 opdelt på tilførsler via vandløb og direkte udledninger					
	Vandløbstilførsel			Direkte tilførsel	Total land-baseret tilførsel
	Vandafstrømning 10 ⁹ m ³	Diffuse kilder 1000 t N	Punktkilder 1000 t N	Punktkilder 1000 t N	1000 t N
Alle farvandsområder	14,68	63,97	4,66	3,06	71,69

I tabellerne er også angivet vandløbenes vandføring (vandafstrømning), som er afgørende for udledningen af kvælstof fra diffuse kilder. Man kan således ikke meningsfuldt sammenligne kvælstoftilførslen fra diffuse kilder i de to perioder uden at tage højde for forskelle i vandføring.

3.3.3 Miljøtilstanden i 2015

De modelberegnete udvaskninger fra rodzonen i 1985 og 2002 blev gennemført i forbindelse med VMPII slutevalueringen (Børgesen og Grant 2003). Beregningerne er gennemført på kommuneniveau. Kommuneresultaterne er summeret for de 9 far-

vandsområder i Danmark. Kommunerresultaterne er skaleret til gennemsnitsresultaterne i 1985 og 2002 i Grant et al. (2003), jf. tabel 3.5.

Tabel 3.5				
Modelberegnet kvælstofudvaskning fra rodzonen i 1985 og 2002 i oplandene til alle farvandsområder og estimeret kvælstofudvaskning i 2015				
	Areal 1.000 km ²	Samlet N-udvaskning (1.000 t N/år)		
		1985	2002	2015
Alle farvandsområder	42,8	329	188	162

Den modelberegnete kvælstofudvaskning fra rodzonen i 1985 og 2002 ved normal-klima fremgår af tabellen. For perioden 1985-2002 er der beregnet en reduktion på knap 40 pct. Fra 2002 til 2003 vurderede Grant et al. (2003) en yderligere reduktion på 3,6 pct.

Det fremgår af den politiske aftale om Vandmiljøplan III, at kvælstoftilførslen til vandmiljøet skal reduceres med 13 pct. inden 2015 i forhold til niveauet i 2003. Til grund for dette reduktionsmål ligger en prognose for udviklingen i landbruget, herunder husdyrproduktionen, udarbejdet af Fødevareøkonomisk Institut. Der forventes ingen særskilte effekter af den individuelle regulering af landbrug, da effekten heraf indgår som forudsætning for opnåelse af målene i Vandmiljøplan II og III, og dermed er indregnet i baselinen. Udvasningen fra de dyrkede arealer i 2015 er derfor beregnet ved at reducere udvasningen i 2002 med 16,1 pct. For udyrkede arealer er udvasningen forudsat ens i 2002 og 2015. Det er antaget, at den procentvise reduktion er ens på hele det dyrkede areal.

Det er valgt at fremskrive den landbaserede kvælstoftilførsel til ligevægt med kvælstofbelastningen i 2015. Det betyder, at der i de østdanske oplande i 2015 vil være en ligevægt mellem kvælstofbelastning og vandløbstransport af kvælstof, mens der i oplandene til farvandsområderne Nordsøen og Kattegat vil gå en årrække efter 2015 før ligevægten indtræder.

Fremskrivningen er foretaget på følgende måde:

- spildevandstilførslen til ferskvand 2002-2004 er korrigeret for effekten af indsatsen overfor 90.000 ejendomme i det åbne land
- den diffust betingede vandløbstransport 2002-2004 i oplandene til farvandsområderne i Nordsøen og Kattegat er korrigeret til ligevægt med ændringen i rodzoneudvasningen og fratrukket effekten af tiltag i 2003-2015 (16,1 pct.)
- den diffust betingede vandløbstransport i 2002-2004 i oplandene til de øvrige farvandsområder er alene fratrukket effekten af tiltag i 2003-2015 (16,1 pct.).

Opsamling

Det fremgår af tabellen nedenfor, at den landbaserede kvælstoftilførsel til det marine miljø, som er i ligevægt med den forventede kvælstofbelastning i 2015, udgør i stør-

reلسesordenen 58.000 tons kvælstof i et normalår. Det fremgår også, at spildevand udgør ca. 13 pct. af den landbaserede tilførsel i et "normalår", *jf. tabel 3.6.*

Tabel 3.6						
Fremskrivning af den landbaserede kvælstoftilførsel til de 9 farvandsområder til kvælstofbelastningen i 2015. Vandafstrømning tager udgangspunkt i et normalår						
	Kg N/ha/år	Vandaf- strømning 10 ⁹ m ³	Vandløbstilførsel			Total land- baseret tilførsel 1.000 t N
			Diffuse kilder	Punkt- kilder	Direkte tilførsel	
Farvandsområde						
1. Nordsøen	10,1	4,91	11,35	1,39	0,15	12,89
2. Skagerrak	13,7	0,34	1,37	0,09	0,05	1,51
3. Kattegat	10,3	74,99	19,65	1,38	0,64	21,67
4. Nordlige Bælthav	15,5	0,87	4,06	0,42	0,32	4,80
5. Lillebælt	15,5	1,14	4,56	0,38	0,34	5,28
6. Storebælt	14,6	1,25	6,91	0,44	0,51	7,86
7. Øresund	13,3	0,31	1,05	0,23	0,98	2,26
8. Sydlige Bælthav	16,5	0,08	0,61	0,04	0,01	0,66
9. Bornholm	11,5	0,24	1,24	0,08	0,06	1,38
Alle farvandsområder		14,13	50,80	4,45	3,06	58,31

4. Økonomiske analyser i forhold til vandrammedirektivet – teoretiske og metodiske overvejelser

Gode samfundsøkonomiske vurderinger kan bidrage til at forbedre beslutningsgrundlaget ved at klarlægge og synliggøre konsekvenserne ved de opstillede initiativer. Økonomiske analyser kan således bidrage til en omkostningseffektiv implementering af virkemidler i forbindelse med vandrammedirektivet. *Tabel 4.1.* præsenterer en beskrivelse af de økonomiske analysers rolle i forhold til vandrammedirektivet.

Tabel 4.1		
Oversigt over beslutningstrin i en økonomisk analyse af vandrammedirektivet		
Formål/Beslutning	Trin	Tidsplan
Trin A: Karakteristik af vandområde	Økonomisk beskrivelse af vandområder Nuværende niveau af omkostninger til "fuld omkostningsdækning"	Før 2004
Trin B: Identifikation af problemer med relevans for vandplanlægningen	Problemer i forhold til at nå målet ("Afstand til målet")	2007/2008
	↓ Problem	↓ Intet problem
Trin C: Analyse iværksættes for problemområder	Muligvis yderligere tiltag	Ingen yderligere tiltag
Trin D: Identifikation af det mest omkostningseffektive mix af virkemidler og samlet omkostningsniveau	Omkostnings-effektivitets-analyse	Opgørelse af samlede omkostninger
	↓ Uforholdsmæssigt store omkostninger?	
Trin E: Højt omkostningsniveau betyder yderligere analyser (cost-benefit analyser) og vurdering af anvendelse af undtagelsesbestemmelser	↓ Undtagelsesmuligheder	

Kilde: Wateco, 2002 og MWM, 2005.

I udgangspunktet foretages i trin A en beskrivelse af vandområderne. I trin B identificeres problemer i forhold til at nå målet. Formålet er at identificere "afstanden til målet", det vil sige forskellen mellem den forventede vandkvalitet i 2015 og målet om god økologisk tilstand. Trin C angiver, at afstanden til målet kan indsnævreres ved at analysere mulige virkemidler, *jf. kapitel 5 i denne rapport*. I forbindelse med trin D er det nødvendigt at gennemføre en omkostningseffektivitetsanalyse (CEA) med henblik på

at sammensætte den mest omkostningseffektive pakke af virkemidler. Analysemetoden beskrives i afsnit 4.1.

Det fremgår af trin E, at cost-benefit analysen (CBA) bruges i de tilfælde, hvor det skal afgøres, om der er uforholdsmæssigt store omkostninger forbundet med at opnå målsætningen om god økologisk tilstand. Cost-benefit analysen er opbygget som en økonomisk opgørelse, der tilsigter at prissætte alle omkostninger og gevinster ved et givet tiltag. Den økonomiske værdi af de enkelte elementer fastsættes ved hjælp af en beregningspris for disse. Den valgte metode til prissætning er således central i denne analytiske tilgang. Analysemetoden beskrives i afsnit 4.2.

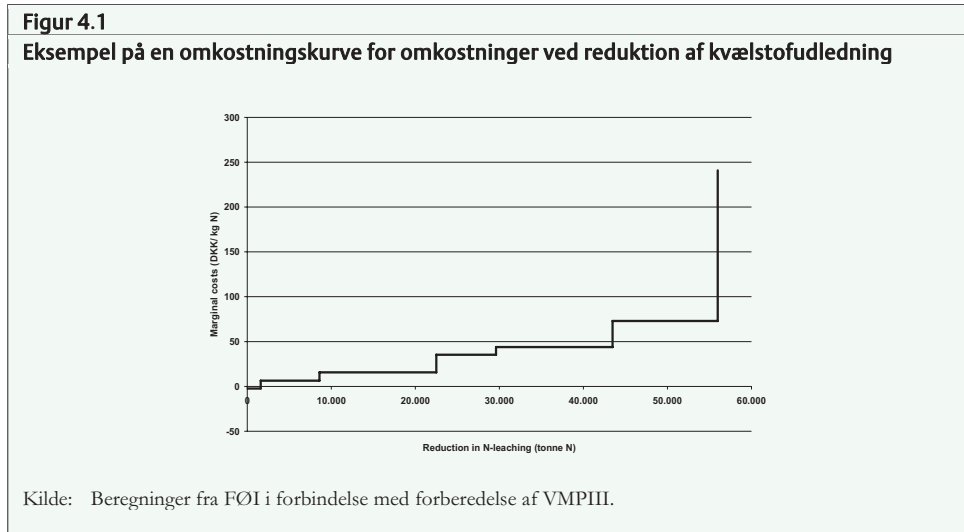
Principperne i de to analysetilgange gennemgås kort i det følgende med hovedvægten på anvendelse af analyserne i forhold til implementering af vandrammedirektivet.

4.1 Omkostningseffektivitetsanalyse (CEA)

Formålet med en omkostningseffektivitetsanalyse er at finde frem til de tiltag, som minimerer omkostningerne ved at opnå en given målsætning. I analysen sammenlignes alternative virkemidler således på deres omkostninger ved opfyldelse af målsætningen.

Der er stor variation mellem forskellige vandområder i forskellige dele af landet, og et virkemiddels effektivitet vil derfor afhænge af lokale forhold. Det vil derfor ikke altid være meningsfuldt at vurdere virkemidlernes generelle omkostningseffektivitet, idet den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler vil afhænge af den lokalitet, som analysen vedrører.

Som et eksempel kan nævnes en situation, hvor de ekstra omkostninger forbundet med at reducere kvælstoftilførslen til vandmiljøet med én ekstra enhed er stigende. Dette kan være tilfældet, hvis en landmand agerer rationelt, og vælger at tage de mindst produktive arealer ud af drift først. I takt med at flere arealer skal tages ud af drift, vil det imidlertid blive nødvendigt at vælge mere produktive områder, hvilket indebærer at de marginale omkostninger vil stige. Dette er illustreret i nedenstående figur, som angiver marginale omkostninger ved kvælstofreduktion på landsplan, *jf. figur 4.1.*



Den omkostningseffektive indsats sammensættes ved at medtage de mest effektive tiltag, indtil målsætningen er indfriet.

4.2 Cost-benefit analyse (CBA)

I den fuldstændige cost-benefit analyse kvantificeres og værdisættes alle initiativets fordele ("benefits") og ulemper ("costs") i en kroneværdi. Kroneværdien bruges til at afveje tiltagets ulemper og fordele mod hinanden. Nettonutidsværdien (NPV) beregnes som de samlede, tilbagediskonterede gevinster (benefits) minus de samlede, tilbagediskonterede omkostninger (costs). Tiltaget er samfundsøkonomisk rentabelt, hvis summen af de tilbagediskonterede virkninger (NPV) er positiv. Cost-benefit analyser kan anvendes til at rangordne alternative projekter på baggrund af de velfærdsendringer, de medfører for samfundet.

For at løsninger kan blive optimale, er det vigtigt, at omkostninger og gevinster er opgjort med udgangspunkt i et konsistent teori- og datagrundlag. I forhold til sammenligning og sammenholdelse af resultater er det også vigtigt, at alle resultater er opgjort på samme form, det vil sige enten som årlige værdier eller som nettonutidsværdier (Møller et al., 2000:135-136).

Ud over de generelle retningslinjer for udførelse af CBA (jf. Møller et al., 2000, *Finansministeriet, 1999*) samt OECD's seneste manual vedrørende CBA (OECD 2006), er der udarbejdet en række guidelines i EU-regi. Disse guidelines er ikke juridisk bindende, men rådgiver Kommissionen og medlemslandene om hvilke elementer, der bør indgå i økonomiske analyser af vandrammedirektivet. Dette gælder særligt definitionen og anvendelsen af omkostningsbegrebet i vandrammedirektivet, som er genstand for forskellige fortolkninger, jf. afsnit 4.3.1.

Nedenstående trin danner rammen for proportionalitetsanalysen i vandrammedirektivet baseret på vurderinger af omkostninger og gevinster. Trinene nedenfor beskriver rækkefølgen, og angivelsen i parentes kan sammenholdes med trinene i tabel 4.1.

- Trin 1. Identificer indsatsprogrammet til at opnå miljømålet (trin A og B).
- Trin 2. Indsatsen påvirker miljøtilstanden (fx mindre anvendelse af kvælstof eller ændringer i vandområderne (fx vådområder der reducerer kvælstoftab) (trin C). Tilsammen ændrer dette vandkvaliteten.
- Trin 3. Omkostningerne ved indsatsprogrammet beregnes (trin D).
- Trin 4. Beregn ændringerne i gevinster ved den forbedrede vandkvalitet fundet i trin 2.
- Trin 5. Sammenlign omkostninger og gevinster (trin E).

Det er afgørende i forhold til vurdering af disproportionale omkostninger, at der er en klar sammenhæng mellem indsatser, effekter og den økonomiske vurdering af omkostninger og gevinster. Det er ændringer i omkostninger og gevinster som følge af indsatsprogrammet, der danner udgangspunkt for analysen af disproportionale omkostninger og mulige undtagelser fra vandrammedirektivet.

I vandrammedirektivet er målopfyldelse beskrevet som Gap-Closure, og det første trin i en CBA er at udføre en konsekvensbeskrivelse for hvilke ændringer i forureningstilførsler eller miljøpåvirkning, der er nødvendige for at opnå målsætningerne i vandområderne, samt at udfærdige en beskrivelse af hvilke tiltag, der er mulige og relevante for at opnå målet. Beskrivelsen skal i videst mulig omfang være kvantitativ og omfatte beskrivelse af hvilke goder og tjenester, som påvirkes af tiltagene, inklusiv markedsomsatte såvel som ikke-markedsomsatte goder. Det beskrives ligeledes hvilke foranstaltninger, der er nødvendige, lige som der udarbejdes en opgørelse af ressourceanvendelsen, lokaliseringen og timingen af aktiviteterne. Beskrivelsen af forholdet mellem tiltag og miljøeffekter vil være en tværfaglig opgave.

En CBA er forbundet med en række usikre antagelser og beregninger. I relation til estimation af såvel gevinster som omkostninger er det vigtigt for resultaternes pålidelighed, at forudsætningerne for analysen gøres klare. Ligeledes bør der gennemføres følsomhedsanalyser, der 1) belyser resultaternes følsomhed overfor ændringer i centrale forklarende variable, samt 2) illustrerer hvor store ændringer, der skal til i værdi-estimerterne for at ændre analysens overordnede konklusion.

4.3 Opgørelse af omkostninger og gevinster

I det følgende præsenteres omkostningsbegrebet i vandrammedirektivet samt anvendelsen af omkostninger og gevinster i nærværende rapport.

4.3.1 Omkostningsbegrebet i vandrammedirektivet

De vejledninger, der er udarbejdet i EU, uddyber hvordan omkostningsbegrebet kan fortolkes. De generelle EU-vejledninger vedrørende udførelsen af de økonomiske analyser i vandrammedirektivet omhandler blandt andet definitioner af omkostninger i en velfærdsøkonomisk analyse. Omkostningsbegrebet er udarbejdet af WATECO, ECO1 og ECO2 grupperne, der er nedsat under ”The Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive” (WATECO (2003), Brouwer et al. (2004) og Brouwer and Strosser (2004)). Vejledningerne indeholder kun få henvisninger til anvendelse af CBA, og fokuserer på analysen af status-quo tilstanden samt opgørelser af omkostningsdækningsgraden og miljø- og ressourceomkostningerne. Med udgangspunkt i de nævnte guidelines kan omkostningerne opdeles i følgende tre typer.

Miljøbeskyttelsesomkostningerne, der er relateret til den faktiske implementering af vandbeskyttende tiltag (fx tiltag rettet mod landbruget), opgjort i budgetøkonomiske eller samfundsøkonomiske priser. De samfundsøkonomiske omkostninger omfatter også afværgeomkostninger samt skatteforvridningstab og sideeffekter.

Miljøomkostninger er miljøskadeomkostningerne, der er relateret til den nuværende anvendelse af vandressourcen, fx til vandindvinding, udledning af spildevand mv. Ved denne definition af miljøomkostninger fokuseres på værdien af de negative effekter på det terrestriske og akvatiske miljø, der følger af de eksisterende aktiviteter.

Ressourceomkostninger (”opportunity costs”) er omkostninger ved forbigåede muligheder for alternative anvendelser af vandressourcen. Vand er en knap ressource, som ville kunne finde anden anvendelse end den givne. Ressourceomkostningerne er relevante i de tilfælde, hvor den nuværende anvendelse af vandressourcen er økonomisk inoptimal.

Det fremgår af ovenstående definitioner, at omkostningsbegrebet i vandrammedirektivet både baserer sig på budgetøkonomiske udgifter og tabte indtægter og velfærdsøkonomiske omkostninger, herunder i form af negative effekter på miljøet. Omkostningsbegrebet anvendes i nærværende rapport overvejende i betydningen miljøbeskyttelsesomkostninger, som beskrevet nedenfor.

Anvendelse af omkostningsbegrebet i EU-regi er særlig relevant i forhold til arbejdet omkring undtagelsesbestemmelser, hvor det vil få betydning ved vurdering af, om en given indsats er forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger, og der derfor skal opstilles mindre skrappe miljømål for et vandområde, *jf. afsnit 4.4. om anvendelse af undtagelsesbestemmelser.*

4.3.2 Opgørelse af omkostninger

Omkostningerne ved de mulige virkemidler er i rapporten primært opgjort som tabt jordrente for de areal- og driftsrelaterede tiltag samt driftsomkostninger ved omlægning til nye dyrkningsformer tillagt en nettoafgiftsfaktor for gødningsrelaterede og

tekniske tiltag. Gevinsterne er primært opgjort som budgetøkonomiske besparelser ved f. eks. ophør med vandløbsvedligeholdelse. Det har ikke været muligt at gennemføre egentlige samfundsøkonomiske beregninger, hvorfor skatteforvridningstab, sideeffekter, mv. ikke indgår i beregningerne.

Modellering og estimation af omkostninger er et vigtigt aspekt i omkostningsopgørelsen. For de tiltag, der har en begrænset effekt og implementeres i et begrænset omfang, kan en antagelse om konstante marginale omkostninger være rimelig. For tiltag med betydelig effekt og/eller tiltag, der implementeres i stor skala, er det dog mere sandsynligt, at omkostningerne vil være stigende på marginalen, jo mere tiltaget implementeres.

Estimationen af ikke-lineære omkostningsfunktioner for de enkelte tiltag stiller høje krav til det tilgængelige datagrundlag, fx vedrørende viden om dækningsbidraget eller jordrenten for specifikke afgrøder for individuelle bedrifter. For nogle tiltag kan ikke-lineære omkostningsfunktioner estimeres/tilnærmes, eksempelvis med udgangspunkt i antagelser om trinvis implementering af alternative teknologier eller via generaliseringer baseret på nationale estimater af sammenhængen mellem input og produktion.

Fokus i samfundsøkonomiske omkostningsopgørelser er på opgørelse af nettoomkostningerne set fra samfundet som en samlet enhed. Dette betyder eksempelvis, at transfereringer mellem forskellige interessenter (fx skatter og subsidier) skal holdes ude af opgørelsen. Positive såvel som negative afledte effekter i forhold til andre miljøspørgsmål end det, som tiltaget direkte er rettet imod, skal inkluderes i analysen og opgøres i monetære enheder, så effekterne kan indregnes som en del af tiltagets effekt. I de tilfælde, hvor det ikke er muligt at værdisætte miljøeffekten, kan effekten indgå i en kvalitativ beskrivelse, der tilknyttes opgørelsen.

Et eksempel på en situation med relevante afledte effekter er etableringen af vådområder med henblik på beskyttelse af overfladevand og tilvejebringelse af rekreative goder. En sekundær effekt heraf er ændret emission af klimagasser, og manglende indarbejdelse af den hertil relaterede værdi kan derfor resultere i ikke-optimale konklusioner i forhold til tiltagets policy relevans, især set i en mere overordnet kontekst hvor flere tiltag indgår (Birr-Pedersen & Schou, 2006). De afledte effekter for de mulige virkemidler, som indgår i denne rapport, er behandlet kvalitativt i virkemiddelrapporten (Schou et al. 2007).

4.3.3 Opgørelse af gevinster

I denne rapport er gevinsterne, som nævnt ovenfor, primært opgjort som budgetøkonomiske besparelser, f. eks. ved ophør med vandløbsvedligeholdelse. Der kan derudover forventes en række gevinster i form af afledte miljø- og natureffekter, som ikke er inddraget i analysen, men som i det følgende beskrives inden for en teoretisk ramme med henblik på at kunne opgøre mulige gevinster i de enkelte vandområder. Opgørelsen af gevinster vil primært skulle anvendes i forhold til cost-benefit analyser

og i forhold til overvejelser om anvendelse af direktivets undtagelsesbestemmelser, *jf. afsnit 4.4.*

Ideelt set bør alle ændringer i miljøtilstanden som følge af tiltag i forlængelse af vandrammedirektivet kvantificeres og opgøres ved modellering af ændringerne i emissioner (dosis-respons funktioner), samt ved værdisætning af de effekter i form af ændret udbud af naturgoder, som følger af ændringerne i emissioner. Disse sammenhænge tilstræbes gjort kvantificerbare i forbindelse med indsatsplanlægningen og udarbejdelse af vandplaner i 2009, men det vil formentlig kun i begrænset omfang være muligt at monetarisere de fysiske ændringer, mv.

Som led i forberedelsen af implementering af vandrammedirektivet har DMU udarbejdet modeller for sammenhænge mellem emissioner og tilstandsmålene i direktivet på baggrund af et fagligt udredningsarbejde. Dette videngrundlag vil kunne anvendes til at foretage beregninger af sammenhænge mellem ændringer i emissioner som følge af forskellige doseringer af virkemidler og de deraf afledte effekter på de biologiske tilstandsmål i vandrammedirektivet. Samme videngrundlag kan danne udgangspunkt for beregninger af såvel marginale omkostninger som nytte i et givet oplandsområde.

Estimation af gevinster kan desuden baseres på case studier. Udgangspunktet for et casestudie af et oplandsområde vil være en beskrivelse af området, de planlagte tiltag samt de forventede miljøeffekter i forhold til målsætningen om god økologisk tilstand. Effekterne bør måles i forhold til en veldefineret baseline, og de bør så vidt muligt beskrives i kvantitative termer.

Effekterne i forhold til opfyldelse af målsætningen kan tilskrives en monetær værdi ud fra hovedsageligt to tilgange:

1. Der kan udføres primære værdisætningsstudier specifikt relateret til oplandsområdet ved brug af enten markedsbaserede eller hypotetiske metoder (afhængig af effekternes karakter).
2. Benefit transfer metoden kan anvendes, hvor værdiestimater fra andre relevante studier overføres til oplandsområdet.

I relation til benefit transfer er der begrænsede muligheder for anvendelse af danske resultater (grundvandsstudiet, Skjern Å projektet og studiet i Store Åmose). Grundvandsstudiet er imidlertid udarbejdet på et generelt, nationalt niveau, og værdierne af specifikke forbedringer i vandkvaliteten på lokalt niveau er derfor ikke beregnet. I forbindelse med anvendelse af disproportionalitetsprincippet bør lokale specifikke værdier ideelt set indgå.

Der er ikke udført mange danske cost-benefit analyser. De hidtil gennemførte danske studier viser ligesom de udenlandske en positiv benefit/cost-ratio ved de undersøgte

miljøprojekter. Benefit/cost-ratioen i forbindelse med projektet i Store Åmose er blevet karakteriseret som værende høj. I såvel Åmose projektet som Skjern Å er det ikke-brugsværdier i form af eksistensværdier, som ifølge de gennemførte analyser udgør den største del af gevinsterne.

Der er væsentlig usikkerhed om, hvorvidt de estimerede eksistensværdier er realistiske approksimationer af den marginale nytte ved ændringer i fx biodiversiteten, og om værdierne er robuste. I relation til denne form for resultater kan det være relevant at teste, hvor stabile præferencerne er. Jo mere velkendte goderne er, jo mere robuste og stabile kan præferencerne antages at være, mens de kan være ustabile, hvis godet ikke er kendt for respondenterne.

Der er en dansk undersøgelse i gang i 2006-2007 (Skala-projektet). Formålet med projektet er gennem et opfølgende studie at undersøge årsagerne til og det eventuelle omfang af overestimering i værdisætningsstudier. Generelt er det vigtigt at være opmærksom på, at værdisætningsstudier opgør betalingsviljen for befolkningen ”alt andet lige”, det vil sige, at der spørges til betalingsviljen for et bestemt scenarium, fx et naturprojekt, under forudsætning af, at alle andre udgifter i husholdningerne forbliver på det samme niveau. Der kan således forventes en marginalt aftagende betalingsvilje ved gennemførelse af flere projekter.

Med det nuværende metodiske og empiriske grundlag kan det være hensigtsmæssigt ikke at inkludere eksistensværdier/ikke-brugsværdier i samfundsøkonomiske analyser som en del af nutidsværdien, men alene brugsværdierne. Til gengæld kan resultaterne fra værdisætningsstudierne indgå som en del af det samlede beslutningsgrundlag på et andet niveau end de monetariserede værdier. Det kan ske ved at opgøre værdierne kvantitativt, uden at de indgår direkte i nettoopgørelsen af omkostninger og gevinster i cost-benefit-analysen.

4.4 Anvendelse af undtagelsesbestemmelser

Det fremgår ovenfor, at cost-benefit analysen (CBA) kan bruges i de tilfælde, hvor det skal afgøres, om der er uforholdsmæssigt store omkostninger forbundet med at opnå målsætningen i vandrammedirektivets artikel 4, stk. 1, om god økologisk tilstand. Det fremgår ligeledes af vandrammedirektivets artikel 4, at medlemslandene under bestemte forudsætninger kan afvige fra den generelle målsætning om opnåelse af god økologisk tilstand i 2015. Forsinkelser i forhold til at opfylde målsætningen, som skyldes naturgivne årsager, og hvor en tilstrækkelig indsats kan dokumenteres, er ikke omfattet af disse bestemmelser.

Direktivets artikel 4, stk. 3, indeholder klassificering af *stærkt modificerede vandområder*. Stærkt modificerede vandområder skal opfylde målsætninger om godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand. Der er snarere tale om en specifik kategori med egne klassifikationer end en egentlig undtagelsesbestemmelse, når det drejer sig om stærkt modificerede vandområder. Der kræves imidlertid opfyldt visse socio-økonomiske

betingelser, før kategorien kan anvendes, som det også er tilfældet med undtagelsesbestemmelserne.

I scenarieberegningerne i kapitel 6 er en række vandløbsstrækninger forudsat klassificeret som stærkt modificerede eller forudsat omfattet af undtagelsesbestemmelserne. Begrundelsen for denne forudsætning er, at der er meget ringe faldforhold i nogle dele af landet, og dermed begrænset mulighed for at vandløbene kan opnå en tilstrækkelig fysisk forbedring. Dertil kommer, at en række vandløb er stærkt regulerede og dybt nedskårne i terrænet. Disse vandløbsstrækninger indgår således ikke i de videre scenarieberegninger, *jf. afsnit 6.1*.

Undtagelsesbestemmelserne fremgår af direktivets artikel 4, stk. 4-7, og beskrives nærmere i det følgende.

Det fremgår af direktivets artikel 4, stk. 4, at der er mulighed for at *udsætte tidsfristen* for opfyldelse af direktivets målsætning fra 2015 til 2021, dvs. fristen kan forlænges med en planperiode på 6 år, og yderligere til 2027, dvs. fristen kan forlænges med to planperioder.

Ifølge direktivets artikel 4, stk. 5, kan der fastsættes *mindre strenge miljømål* for specifikke vandområder, hvis opfyldelse af målene i modsat fald vil være forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger eller er uopnåelig af naturlige årsager.

Ifølge direktivets artikel 4, stk. 6, kan der accepteres en *midlertidig forringelse* af vandområdernes tilstand, hvis forringelsen skyldes naturlig variation, korterevarende aktiviteter i vandområdet eller force majeure.

Endelig angiver direktivets artikel 4, stk. 7, muligheden for at *nye aktiviteter og fysiske ændringer* i et givet vandområde, som gennemføres på baggrund af en miljømæssig konsekvensvurdering, kan give anledning til undtagelse fra målsætningen om god økologisk tilstand. Dette kan eksempelvis være tilfældet ved etablering af en ny virksomhed eller lignende. Bestemmelsen kan ligeledes anvendes ved nye bæredygtige aktiviteter, men udelukkende hvis disse aktiviteter medfører en forringelse fra høj til god økologisk tilstand og ikke yderligere forringelser.

Det gælder forud for anvendelse af samtlige undtagelsesbestemmelser ovenfor, at en række minimumsbestemmelser i direktivets artikel 4, stk. 8-9, skal være opfyldt.

Der er i 2006 igangsat et udredningsarbejde i EU-regi om mere konkret anvendelse af undtagelsesbestemmelserne ved implementering af vandrammedirektivet, hvor Kommissionen bistås af Danmark som formand for udredningsgruppen. Arbejdet forventes afsluttet primo 2008. Det forventede konkretiseringsniveau i EU-vejledningsmaterialet til medlemslandene om brug af undtagelsesbestemmelserne kendes endnu ikke.

5. Virkemidler til omkostningseffektiv opfyldelse af målsætningerne i vandrammedirektivet

Analysen af virkemidler skal i første omgang bidrage som input til de videre analyser af scenarier for målfastsættelse, *jf. kapitel 6*. Derudover skal analyserne bidrage til det kommende arbejde med at udarbejde vandplaner og indsatsprogrammer i vanddistrikterne, og dermed bidrage til at sikre, at målene i vandrammedirektivet implementeres omkostningseffektivt.

Omkostningseffektiv implementering forstås som, at de på forhånd specificerede målsætninger realiseres til de lavest mulige omkostninger. Det er væsentligt at bemærke, at vurderingen af omkostningseffektivitet er knyttet til specificeringen af målsætningen, og at målsætningerne i vandrammedirektivet endnu ikke er endelig fastlagte. En generel vurdering af virkemidlernes indbyrdes omkostningseffektivitet ud fra miljøeffekter og omkostninger giver således et meget foreløbigt input til vurdering af en generel omkostningseffektiv implementering af vandrammedirektivet.

5.1 Samspil mellem national og lokal regulering af virkemidler

Spørgsmålet om omfanget af generel regulering i forhold til lokal regulering ved implementering af vandrammedirektivet har sammenhæng med ”afstanden til målet” for indsatsområderne, *jf. kapitel 3 om baseline for miljøtilstanden i 2015*. Hvis afstanden til målet er ensartet for alle indsatsområder, kan det indikere, at en stramning af den eksisterende generelle regulering er omkostningseffektiv. Er der derimod stor variation i ”afstanden til målet” mellem indsatsområderne, vil lokale tiltag inden for rammerne af den eksisterende generelle regulering sandsynligvis være omkostningseffektive. Såfremt der er væsentlige administrative besparelser ved national regulering, kan det pege i retning af en indsats for ensartede forhold i hele eller store dele af landet.

Disse overordnede betragtninger kan imidlertid nuanceres, da ”afstanden til målet” ikke alene vil være afgørende for omkostningseffektivt valg af virkemidler. Eksempelvis kan den nødvendige kvantitative reduktion af kvælstof og fosfor være den samme, men mulighederne for at nå reduktionen kan være meget forskellige i forskellige vandområder, blandt andet afhængig af jordbundsforhold, mv.

Generelle virkemidler implementeret på nationalt niveau vil typisk have til formål at reducere eksempelvis næringsstofoverskuddet i samme omfang for ensartede forhold i hele eller store dele af landet, mens lokale virkemidler kan målrettes og doseres til behovet på udvalgte lokaliteter og dermed være mest velegnede til realisering af lokale målsætninger, da risikoen for overimplementering dermed mindskes.

Analyseeksempler fra forberedelsen af Vandmiljøplan III

Brugen af økonomiske virkemidler blev analyseret i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III, hvor blandt andet en række generelle virkemidler blev gennemgået. Analyserne pegede på en afgift på kvælstofoverskud, som den mest effektive afgiftsmodel i forhold til en generel reduktion af kvælstofudvaskningen (Jacobsen et al., 2004). Ved denne model afgiftsbelastes kvælstoftilførsel til erhvervet, mens der ydes refusion for alt kvælstof, der føres væk fra bedriften. Det var forudsat, at afgiftsproduktet blev tilbageført til erhvervet. Afgifter kan desuden understøtte en yderligere implementering af ny teknologi, som dog er svær at opføre, og som derfor ikke indgik i analyserne.

Sammenhængen mellem miljøbelastning og kvælstofoverskud er ikke den samme i hele landet og for alle bedriftstyper. Kvælstofoverskuddet er typisk størst i sandjord-soplande, men retentionen, det vil sige tilbageholdelsen af næringsstoffer i jorden, vil ligeledes være størst her, da sandjorden typisk ikke er drænet. Bedrifter på sandjorde vil derfor blive hårdere ramt end bedrifter på lerjorde set i forhold til deres bidrag til afstrømningen af kvælstof. Afgifter på kvælstofoverskuddet kan i princippet differentieres efter en række forhold for at øge præcisionen yderligere (jordtype, afgrøder, husdyrhold, staldtype, sårbarhed, mv.). Dette vil dog øge de administrative byrder kraftigt. Samme problemstilling gør sig gældende ved administrative virkemidler (fx kvælstofnormer), idet der dog i den nuværende regulering er søgt at tage højde for en række forhold på bedriftsniveau.

Ved afgiftsmodeller er der sikkerhed for prisvirkningen på indsatsfaktorerne. Afgifternes indvirkning på kvælstofmængden kan modelleres og forudsiges med betydelig sikkerhed, idet kvælstofs betydning for produktionsforholdene er velkendt. Der vil dog være en vis usikkerhed om størrelsen af miljøeffekten, da ændringerne i produktionsforholdene kan slå igennem med en vis forsinkelse. Brugen af afgifter kan være u hensigtsmæssig i tilfælde med usikkerhed om miljøeffekten, da en afgiftsløsning ikke fuldt ud kan garantere, at en given miljøeffekt opnås.

Afgiften på kvælstofoverskud blev ikke indført i forbindelse med Vandmiljøplan III. Det skal blandt andet ses i lyset af, at forudsætningen om tilbageføring til erhvervet var meget vanskelig at håndtere i praksis, og at der var store administrations- og kontrolomkostninger forbundet med en afgift.

Der blev ligeledes analyseret forskellige modeller til økonomisk regulering af fosforoverskuddet forud for Vandmiljøplan III. Modellerne varierede i kompleksitet, og analysen blev generelt begrænset af manglende statistiske opgørelser i relation til fosfor, herunder i forhold til fosfors betydning for produktionsforholdene.

Der indgår en afgift på mineralsk fosfor i foder (industrielt fremstillet foderfosfat) i aftalen om Vandmiljøplan III. En sådan afgift forventes blandt andet at give incitament til, at husdyrgødningens indhold af fosfor nedsættes, og at interessen for at erstatte tilsætning af foderfosfat med fytase øges. Afgiften blev vurderet forholdsvis

nem at administrere, og det blev vurderet, at en lille afgift ville have en stor effekt, da prisforskellen mellem foder med og uden fytase allerede var meget lille.

Virkemidler i nærværende rapport

Anvendelse af økonomiske virkemidler som afgifter, kvoter, mv. vil især være relevante, hvis der er behov for et generelt niveauløft i indsatsen på tværs af vandområderne, da afgifter eller kvoter i så fald vil være de mest omkostningseffektive virkemidler. Analysearbejdet forud for nærværende rapport peger imidlertid i retning af, at der især vil være behov for lokale og differentierede indsatser for at opfylde målsætningen for det enkelte vandområde.

For vandløb peger rapporten på, at forbedring af de fysiske forhold gennem ophør med vandløbsvedligeholdelse vil være et nødvendigt virkemiddel til at sikre målopfyldelse. Det er på baggrund af ovenstående vurderet, at anvendelse af afgifter og kvoter er mindre relevant i forbindelse med opfyldelse af målene i vandrammedirektivet for vandløb. Det har imidlertid ikke været undersøgt nærmere, hvorvidt der vil kunne sammensættes en afgift eller lignende på kvælstof eller fosfor med et regionalt sigte med henblik på målopfyldelse i især søer og kystvande. Overvejelser om muligheder for anvendelse af afgifter generelt vil indgå i det videre arbejde. Dertil kommer, at den forventede afstand mellem den fremskrevne miljøtilstand i 2015 og opfyldelse af målsætningen er forskellig, dels for forskellige typer af vandområder, og dels i de to centrale scenarier for målfastsættelse. Der peges således ikke umiddelbart på et ensartet behov for et niveauløft.

Analyserne peger således i retning af, at det primært vil være arealbaserede, gødningsrelaterede og tekniske virkemidler, som vil være mest hensigtsmæssige, da disse virkemidler kan målrettes lokale indsatsbehov i et vandområde. Det har ikke været analyseret, hvorvidt der ville kunne findes kombinationer af en afgift på fx kvælstofoverskud til at opnå et minimumsreduktionsniveau og lokale virkemidler til at supplere ved behov for yderligere indsats, som kunne udgøre omkostningseffektive alternativer til nedenstående pakker af virkemidler. Det vurderes i nærværende rapport ikke muligt, at komme sådanne kombinationsmuligheder nærmere, da kompleksiteten forbundet hermed er betydelig, og da der ikke i tilstrækkelig grad kan tages højde for lokale forskelle i de vandområder, hvor virkemidlerne vil skulle implementeres.

Anvendelse af virkemidler i vandplanlægningen i staten og kommunerne

Beslutning om valg og dosering af generelle virkemidler og/eller en overordnet pakke af lokale virkemidler kan ske nationalt, mens der lokalt kan besluttes konkret udformning for visse typer af generelle virkemidler og valg af lokale virkemidler. En generel regulering via fx en afgift kan imidlertid udelukkende besluttes nationalt.

Det fremgår af miljømålsloven, at der for hvert vanddistrikt skal foreligge en vandplan, som skal omfatte en periode på 6 år. Miljøministeren skal som vanddistriktsmyndighed offentliggøre den første vandplan senest i december 2009. Vandplanen skal blandt andet indeholde en sammenfatning af basisanalysen, miljømål for overfla-

devand, grundvand og beskyttede områder samt et indsatsprogram. Indsatsprogrammet vil indeholde en økonomisk analyse, angivelse af hvordan målene nås gennem programmet, samt grundlag for prioritering af målene og af virkemidler til opfyldelse af målene.

I forbindelse med planlægning af indsatsen vil de statslige miljøcentre udarbejde de overordnede vandplaner og statslige indsatsprogrammer for opfyldelse af målsætningerne i vandrammedirektivet, mens kommunerne vil udforme konkrete handleplaner for de enkelte vandområder. Kommunalbestyrelsen skal vedtage en handleplan senest 1 år efter vandplanens offentliggørelse. Handleplanerne skal godkendes af miljøcentrene, hvilket knytter den kommunale og statslige planlægning sammen og muliggør en tværgående koordinering af implementeringen.

Der vil være en række forhold, som peger i retning af, at konkrete virkemidler skal besluttet decentralt og indgå i de kommunale handleplaner. Der vil være et stort behov for viden om lokale forhold i et oplandsområde, når virkemidler skal besluttet. Koblingen mellem udledning, retention og belastning vil ofte være meget afhængig af lokalitet, fx jordbundsforhold, da retentionen og dermed også den resulterende belastning af vandområdet afhænger af vandområdets placering i forhold til arealerne, hvor ændringen i udledningen sker.

Der kan kun gives en vurdering af retention i tilknytning til et virkemiddel, hvor der er en systematisk sammenhæng mellem tiltaget og retentionen. Helt generelt er det tilfældet, at et tiltag alt andet lige bør implementeres, hvor retentionen er mindst, og gennemslaget i forhold til miljøbelastningen dermed er størst. De mere præcise vurderinger af retention og dermed anvendelse af virkemidler må derfor foretages i forbindelse med udarbejdelse af handleplaner, idet disse i højere grad kan knyttes til konkrete recipienter, hvorved det er muligt at beskrive og kvantificere de forhold, som er bestemmende for retentionen.

Der vil være behov for et stærkt samspil mellem kommunerne, og der kan forventes at skulle sikres koordination af indsatserne. Den sammenhængende planlægning nødvendiggøres blandt andet af vandområdernes geografiske afgrænsning, som kan gå på tværs af kommunegrænser. Dertil kommer, at der kan være store lokale udgiftsforskelle som følge af forskellig tilstand i vandområderne, hvilket ligeledes peger i retning af et behov for koordination. Det statslige indsatsprogram, som udarbejdes i henhold til miljømålsloven, kan således betragtes som en form for rammelovgivning, der indeholder en vejledende rangordning af virkemidler. De konkrete handleplaner i kommunerne kan således indeholde sammensætninger af virkemidler, der tager afsæt heri, og som under hensyn til lokale forhold og variationer i vandområder, mv. vil sikre en omkostningseffektiv implementering.

5.2 Bruttoliste over mulige virkemidler til brug for scenarieanalysen

Arbejdet med virkemidler har omfattet at identificere, beskrive og kvantificere effekter af mulige virkemidler med relevans for realisering af målene i vandrammedirektivet. Der er identificeret mulige virkemidler af betydning for tilstanden i søer, vandløb og kystvande, som kan bidrage til ændring af de økologiske forhold forårsaget af fysiske forhold (primært for vandløb), fosforbelastning og kvælstofbelastning. Virkemidlerne er søgt beskrevet så fagligt præcist, at de meningsfuldt kan relateres til ændret tilstand på konkrete lokaliteter. Der er imidlertid en række usikkerheder forbundet med beregning af reduktionspotentialer, implementeringsomfang og omkostninger for virkemidlerne, som det vil fremgå nedenfor.

Analyserne bygger videre på forarbejdet til Vandmiljøplan III, hvor en række af de mulige virkemidler blev beskrevet og efterfølgende implementeret, fx reduktion af kvælstofnormen, brug af efterafgrøder og vådområder i form af ekstensivering i ådale. Der indgår desuden i nærværende rapport en række nye virkemidler, som endnu ikke har været afprøvet i praksis. De nye virkemidler er blandt andet kendetegnet ved, at der er begrænset viden om de primære effekter og usikkerhed om potentialet for implementering på landsplan.

Analysearbejdet kan karakteriseres som teknisk-fagligt og vil bidrage som input til det videre arbejde med at konkretisere, hvordan virkemidlerne i givet fald kan implementeres i praksis. Dette vil være afgørende forud for stillingtagen til anvendelse af virkemidlerne, ligesom det vil have betydning for de samlede implementeringsomkostninger, fx yderligere omkostninger til udarbejdelse og kontrol af indsatsplaner, samt konsulentbistand til landmænd og andre aktører.

Nogle af de foreslåede nye virkemidler vurderes at have forholdsvis lave reduktionsomkostninger på omkring 0 kr., fx energiafgrøder og omlægning til økologisk malkekvæg. Det kan imidlertid konstateres, at der i dag ikke sker en væsentlig øget udbredelse af de pågældende virkemidler. Årsagen kan være, at der i praksis vil være nogle barrierer blandt andet omkring afsætning, som medfører, at driftsformen eller virkemidlet ikke vælges i dag. Endvidere kan der være usikkerhed omkring den praktiske gennemførelse eller problemer i forhold til tilgængeligheden af den nødvendige teknologi, som vanskeliggør implementering af virkemidlerne. Barriererne er imidlertid vanskelige at indkredse og kvantificere, hvorfor de ikke indgår i analysen af virkemidler, selv om de kan være væsentlige i forhold til konkret implementering af virkemidlerne.

Der er gennemført følsomhedsanalyser for de omkostningseffektive sammensætninger af virkemidler i scenarieberegningerne på baggrund af de ovenfor nævnte usikkerhedsmomenter i forhold til de enkelte virkemidler. Det er således forsøgt at imødekomme nogle af vanskelighederne i forhold til implementeringsfasen, som kan følge med valg af nye og uafprøvede virkemidler. Dertil kommer lokale variationer i forhold til systemer af vandområder, jordbundsforhold, mv. som ligeledes gør opskalering af beregningerne til landsplan vanskelig, og som betyder, at der er væsentlig

usikkerhed forbundet med muligheden for implementering af de foreslåede virkemidler lokalt.

Katalog over mulige virkemidler

I det følgende præsenteres en bruttoliste af de mulige virkemidler, som har været genstand for analyse. Det bemærkes, at der vil kunne inddrages andre virkemidler end dem, der indgår i nærværende analyse, og at bruttolisten skal betragtes som et katalog af mulige virkemidler, der vil kunne bringes i anvendelse. Som det fremgår ovenfor, vil lokale forhold i vandområderne have betydning for hvilke virkemidler, der vil kunne bringes i anvendelse for at sikre en omkostningseffektiv indsats.

Forskningsinstitutionerne har udarbejdet et samlet virkemiddelkatalog over mulige virkemidler (Schou et al. 2007). En række af virkemidlerne er velkendte og med veldokumenterede effekter, mens der for andre virkemidler kun er beskedent eller stort set intet grundlag for at kvantificere effekterne. De virkemidler, hvor der foreligger veldokumenterede beskrivelser, og hvor det inden for tidsrammerne og med den foreliggende viden har været muligt at opstille beskrivelser af de miljømæssige og økonomiske effekter, er beskrevet detaljeret i dette arbejde.

I nedenstående tabel er de mulige virkemidler opdelt efter dyrknings- og driftsmæssige tiltag, ændret arealanvendelse samt miljøtekniske tiltag, *jf. tabel 5.1*. Listen er som nævnt en bruttoliste, og der er ikke taget stilling til, hvordan og hvorvidt virkemidlerne i givet fald kan implementeres i praksis. Det bemærkes, at virkemidlerne i baggrundsrapporten er beskrevet inden for en ramme af lokal implementering. Det er således ikke behandlet i rapporten, hvorvidt det vil være fordelagtigt at implementere vandrammedirektivet i regi af generel eller lokal regulering.

Tabel 5.1			
Bruttoliste over mulige virkemidler			
	Primær effekt	Omkostning pr. primær effekt (kr/kg)	Nyt eller velkendt
Dyrknings- og driftsmæssige tiltag			
1. Omlægning af mindre kvægbrug til økologisk produktion	N	0	Nyt
2. Ammoniak i stedet for nitratgødning	N	0	Nyt
3. Efterafgrøder – nuværende praksis	N	7-64	Velkendt
4. Efterafgrøder – optimeret effekt	N	4-41	Nyt
5. a. Krav om nedfældning af husdyrgødning i perioden fra høst til april.			
5. b. forbud mod jordbearbejdning i perioden fra høst til april	P	a. 480-17.500 b. 1.200-35.200	Nyt Nyt
6. Reduceret N-norm	N	20-52	Velkendt
7. Flere slået frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs (kvægbrug)	N	0	Nyt
8. Nedsættelse af N-tilførsel til afgræsningsmarker (kvægbrug)	N	4-76	Nyt
9. Brug af efterafgrøder de første to år efter ompløjning (kvægbrug)	N	2-4	Nyt
10. Tidlig såning af vintersæd	N	0	Nyt
11. Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer	P	1.200-14.600	Nyt
12. Undergødsning med P	P	300-20.000	Nyt
13. Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning	N	8-12	Nyt
Ændret arealanvendelse			
14. Dyrkning af flerårige energifgrøder	N	0	Nyt
15. Etablering af vedvarende græs på erosionstruede arealer	P	14.400-113.000	Velkendt
16. Udlægning af udyrkede randzoner	P	120-6.800	Velkendt
17. Udtagning af landbrugsjord på højbund	N	54-262	Velkendt
18. Skovrejsning på landbrugsjord	N	36-129	Velkendt
19. Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale	N/P	6-17	Velkendt
Miljøtekniske tiltag			
20. Afbrænding af husdyrgødning (samt bioforgasning)	P	Projektafhængig	Nyt
21. Ophør med vandløbsvedligeholdelse	Ændre fysiske forhold	900-1.700 kr./ha. (excl. sparede udgifter til vandløbsvedligeholdelse)	Nyt
22. Vandløbsrestaurering	Ændre fysiske forhold	Projektafhængig	Velkendt

De økonomiske estimater for virkemidlerne er udarbejdet som projektvurderinger, hvor det forudsættes, at ændringerne er marginale, og at de relative priser ikke ændres. Dette er en helt gængs forudsætning i økonomisk analyse, og den er rimelig så længe, de analyserede ændringer ikke har større effekter på sektor- eller samfundsniveau. Større effekter kan være frigørelse af arbejdskraft og ændring af lønniveauet generelt samt ændring af jordpriser generelt. Såfremt det vurderes, at der reelt kan

forekomme ændringer i relative priser som følge af vandrammedirektivets implementering, må konsekvenserne heraf analyseres ved anvendelse af en model med endogene priser, det vil sige en generel ligevægtsmodel.

Det kan ikke udelukkes, at der kan ske en ændring af jordpriserne, hvis de arealbaserede virkemidler implementeres i stort omfang. Dette er i særlig grad relevant i forhold til ekstensivering af landbrugsdrift i ådale, der indgår som et centralt omkostningseffektivt virkemiddel i scenarieberegningerne til forbedring af miljøtilstanden i både vandløb og kystvande, *jf. kapitel 6*. Problemstillingen er imidlertid ikke analyseret nærmere i nærværende rapport.

Følsomhedsanalyser på virkemidlernes effekt, implementeringsomfang og samlede omkostninger

De arealbaserede virkemidler i kataloget, som vedrører omlægning af landbrugsarealer i omdrift til alternativ arealanvendelse, er alle velkendte fra arbejdet med vandmiljøplanerne. Der er tidligere gennemført analyser af virkemidlerne, og der kan på den baggrund peges på en række fordele forbundet med tiltagene. For det første er både realisering og lokalisering af disse tiltag forholdsvis enkelt at kontrollere, idet tiltagene er visuelle og blivende. For det andet medfører de typisk markante effekter både for kvælstof- og fosforbelastning, hvilket i forhold til effekten betyder lave omkostninger ved implementering af virkemidlerne. For det tredje kan der trækkes på konkrete erfaringer med anvendelse af virkemidlerne i forbindelse med vandmiljøplanerne.

Det gælder for både de nye miljøtekniske tiltag og de arealbaserede tiltag, at effekterne vil afhænge af, hvordan husdyrgødning håndteres, det vil sige om den omfordeles til andre arealer, anvendes på anden vis (fx afbrændes) eller om husdyrproduktionens omfang berøres. Videngrundlaget for de nye virkemidler er forholdsvis usikkert, og det gør sig generelt gældende, at tiltagenes gennemførelse kan være svær at kontrollere administrativt, idet de omfatter ændring af gældende driftspraksis (fx gødningstype og såtidspunkt). Dertil kommer, at tiltagene typisk er mere projektorienterede, hvorfor det kan være vanskeligt at udarbejde generelle estimater for deres effekter. Dette kompliceres yderligere af, at opnåelsen af den ønskede effekt ofte vil være betinget af, at driftsændringerne sker på bestemte arealer.

I forbindelse med scenarieberegningerne i kapitel 6 er der foretaget følsomhedsanalyser, hvor dels sikkerheden i forhold til virkemidlets effekt og dels det mulige implementeringsomfang af et givet virkemiddel vurderes. Der er ikke foretaget separate følsomhedsberegninger på virkemidlernes effekter.

I forhold til fosforreduktion i søer foretages en vurdering af virkemidlet ekstensivering af landbrugsdrift i ådale, som vurderes at være det mest omkostningseffektive virkemiddel til reduktion af fosforbelastningen. Der er lavet en følsomhedsberegning, hvor kun halvdelen af reduktionen i fosfortilførsel opnås ved anvendelse af dette virkemiddel, mens den resterende reduktion opnås med virkemidler, der søger

at hindre, at fosfor når vandløbet. Derved kan usikkerheden ved de praktiske muligheder for anvendelse af dette virkemiddel i fuldt omfang indkredses, hvilket kan kvantificeres i forhold til virkemidlets reduktionspotentiale og som et usikkerhedsinterval på omkostningsskønnet.

Tilsvarende er der foretaget en følsomhedsanalyse for virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen i kystvande. Der er en del usikkerhed knyttet til implementering af hidtil uafprøvede virkemidler, som fx omlægning til økologisk malkekvægsproduktion, anvendelse af ammoniakgødning, slæt i stedet for afgræsning og dyrkning af energiafgrøder. Virkemidlerne er imidlertid interessante, da de vurderes at have en reduktionsomkostning på omkring 0 kr.

Der er derfor gennemført en følsomhedsberegning for virkemidler, som er velafprøvede og implementeret i den eksisterende kvælstofregulering, det vil sige ekstensivering af ådale, brug af efterafgrøder og reduktion af kvælstofnormen til 80 pct. Derudover er der foretaget en beregning, hvor tiltaget ekstensivering af landbrugsdrift i ådale kun implementeres i halvt omfang svarende til beregningen for søer ovenfor. Der er ligeledes opgjort reduktionspotentiale og omkostningsskøn ved de to følsomhedsberegninger. Det fremgår af følsomhedsberegningerne, at den skrappeste reduktionsmålsætning (scenarium 1) ikke kan opfyldes for kystvandene, hvis der udelukkende anvendes velkendte virkemidler.

5.3 Omkostningseffektivt mix af virkemidler for et oplandsområde

Når det konkret skal vurderes hvilke virkemidler, som mest hensigtsmæssigt vælges i forbindelse med en indsatsplan for et oplandsområde, anbefales det, at foretage følgende vurderinger, idet det forudsættes, at udgangspunktet er en samlet reduktion af kvælstof- og fosforbelastningen til de betragtede recipienter.

- Hvad er potentialet af de enkelte virkemidler i oplandet (hvor udbredt kan det bruges)?
- Vurderes det, at omkostninger eller effekter vil variere væsentligt inden for dette potentiale det vil sige kan der anvendes konstante enhedstal for belastninger og omkostninger?
- Hvordan ligger de enkelte virkemidlers omkostninger og emissionseffekter i forhold til max. og min. angivelserne?
- Hvordan varierer retentionen af kvælstof inden for oplandet, og hvor stort er arealet af potentielle fosforrisikoarealer?
- Er der krydseffekter mellem virkemidlerne, fx hvilke virkemidler udelukker hinanden?

På grundlag af disse overvejelser kan der opstilles en tabel, hvor de relevante virkemidler i oplandet beskrives. Herudfra opstilles den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler for oplandet.

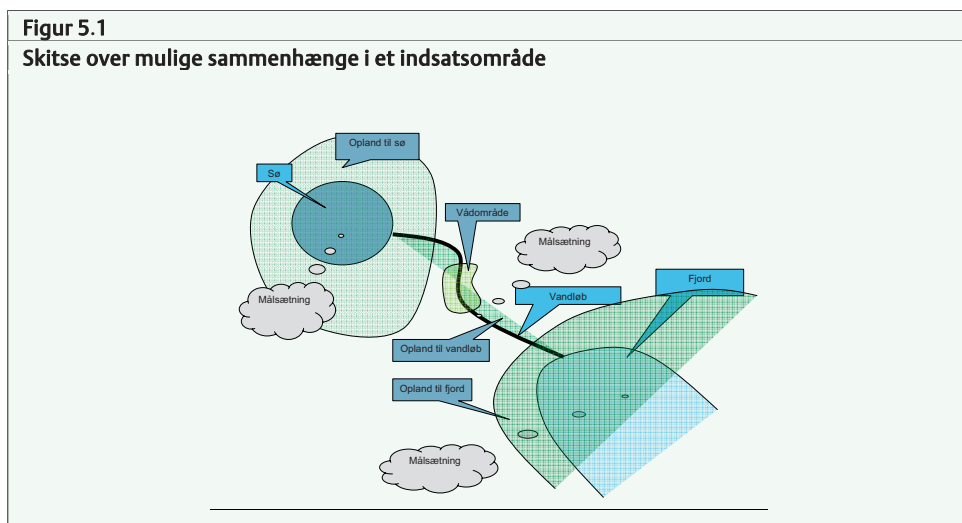
I tabel 5.2. herunder er der givet et forslag til rammen for ovennævnte vurdering, ligesom der er indsat to eksempler. Bemærk, at eksemplerne alene vedrører effekt på kvælstof, og at der tilsvarende skal opstilles en tabel med vurdering af virkemidlerne i forhold til fosfor effekter.

Tabel 5.2						
Ramme for beskrivelse af virkemidler lokalt med eksempler						
Tiltag	Mål-sæt-ning	Poten-tiale (ha)	Om-kost-nings-niveau (kr/ha)	Emissions-effekt (kg/ha) og retention (pct.)	N effekt i recipient pr. ha (kg/ha) [total (kg)]	N effekt i recipient (kr/kg)
Udtagning på højbund		50-100	4.000	60 50-90%	6-30 [300-3.000]	133-666
Ekstensivering i ådale		20-30	1.000	50 0-20%	40-50 [800-1.500]	20-25
Tiltag xx						
Tiltag yy						

Kompleksiteten ved vurdering af den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler relaterer sig til flere forhold. Således gælder det både for omkostningerne og emissionseffekten af et tiltag, at disse vil variere mellem lokaliteter; som et forsimplet eksempel vil omkostningerne ved udtagning af omdriftsjord være højere på lerjord end på sandjord, men omvendt vil reduktionen i kvælstofudvaskning være højere på sandjord end på lerjord. Derfor spiller lokalitetens jordbundsforhold i dette tilfælde ind på omkostningseffektiviteten.

Derudover vil den andel af emissionseffekten, som reelt slår igennem i recipienten, afhænge af den retention, som sker under transport af kvælstof og fosfor. Helt generelt vil retentionen stige med afstanden til recipienten, dog meget afhængigt af de hydrologiske forhold, og retentionen af kvælstof vil ofte være høj på sandjord og lavere på drænet lerjord.

I relation til omkostningseffektivitetsanalysen er det også væsentligt, at der kan være flere målsætninger opstillet for samme indsatsområde. Et eksempel kan være et indsatsområde, hvor en sø er sammenhængende med et vandløb, som løber ud i en fjord, *jf. figur 5.1.*



Der vil være målsætninger for alle tre recipienter (sø, vandløb og fjord), ligesom hver recipient har et opland. Samtidigt vil det være således, at et tiltag iværksat i oplandet til søen vil have effekt i alle tre recipienter – om end med meget beskedne virkning nedstrøms vådområdet. Et tiltag iværksat nedstrøms vådområdet har effekt både i vandløbet og fjorden, medens et tiltag iværksat i oplandet til fjorden, kun har effekt for fjorden.

Da omkostningerne tillige vil variere afhængigt af, hvor tiltagene implementeres, er det således en ganske kompleks opgave, at fastlægge en indsatsplan, hvor målsætningerne for alle tre realiseres samtidigt med at omkostningerne minimeres. For at håndtere denne problemstilling kvantitativt, er det således også nødvendigt at modellere, hvorledes miljøtilstanden er indbyrdes sammenhængende for de forskellige recipienter i indsatsområdet.

6. Scenarieberegninger for foreløbige målsætninger i vandrammedirektivet

Formålet med scenarieberegningerne er at sammensætte eksempler på omkostnings-effektive pakker af virkemidler og dermed opstille foreløbige estimater for de omkostninger, der kan forventes som følge af vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand i overfladevand. Beregningerne er baseret på en række faste antagelser om jordbundsforhold, retention, anvendelse af undtagelsesbestemmelser, mv. De endelige miljømål og dermed skillelinien mellem god og moderat tilstand kendes ikke, hvorfor der er opstillet tre scenarier for målfastsættelse for hver vandtype (vandløb, søer og kystvande) med udgangspunkt i én indikator for miljøtilstanden.

Scenarierne er opstillet således, at scenarium 1 angiver den mindst tilladte påvirkning af vandmiljøet (det skrappeste scenarium) og scenarium 3 angiver den størst tilladte påvirkning af vandmiljøet (det mindst skrappes scenarium) i forhold til målsætningen om god økologisk tilstand. For hvert scenarium og hver vandtype er ”afstanden til målet” estimeret, det vil sige den ændring af påvirkningen, som vurderes generelt at være nødvendig for at nå målet i de tre scenarier, når der tages afsæt i fremskrivningen af miljøtilstanden i 2015 eller på længere sigt i de tilfælde, hvor målet ikke vurderes at kunne opnås i 2015.

Nedenfor præsenteres foreløbige bud på omkostningseffektive virkemidler til forbedring af vandkvaliteten i henholdsvis vandløb, søer og kystvande samt skøn over niveau for omkostninger ved anvendelse af virkemidlerne inden for spændet af de tre scenarier for målfastsættelse. Omkostningerne er estimeret i forhold til en reduktion af landbrugserhvervets påvirkning af de forskellige vandtyper, da landbruget vurderes at stå for langt hovedparten af udledningerne af næringsstoffer (kvælstof og fosfor) og dermed udgøre den væsentligste påvirkningsfaktor for kvaliteten i vandområderne. Andre sektorer som husholdninger, fiskeri og akvakultur er inddraget i begrænset omfang i de relevante analyser, idet der primært er inddraget spildevand fra spredt bebyggelse.

6.1 Vandløb

6.1.1 Målsætningsopfyldelse i 2015 og årsagerne hertil

I Baseline 2015 (Iversen et al. 2006) er den skønnede miljøtilstand i 2015 opgjort ud fra smådyrsfaunaen i form af Dansk VandløbsFaunaIndeks (DVFI), *jf. afsnit 3.1*. I nærværende analyse er der opstillet tre scenarier for grænsen mellem god og moderat tilstand ud fra smådyrsfaunaen. De tre scenarier er $DVFI \geq 6$, $DVFI \geq 5$ og $DVFI \geq 4$. Eventuelle fremtidige mål for miljøtilstanden med udgangspunkt i andre biologiske indikatorer (fx vandplanter og fisk) er ikke afspejlet i de efterfølgende betragtninger,

men skal inddrages som en yderligere usikkerhedsfaktor. Den danske indmelding til interkalibreringen for alle vandområder er vedlagt som bilag, *jf. bilag 2*.

Det fremgår nedenfor, at i scenarierne 1, 2 og 3 vil henholdsvis ca. 20.100 km, 10.200 km og 3.200 km vandløb ikke opfylde målsætningen i 2015, *jf. tabel 6.1*.

Tabel 6.1			
Skønnet antal km vandløb, der vurderes i 2015 ikke at opfylde målsætningen i tre scenarier for målfastsættelse			
	Scenarium 1 DVFI ≥ 6 (km vandløb)	Scenarium 2 DVFI ≥ 5 (km vandløb)	Scenarium 3 DVFI ≥ 4 (km vandløb)
Hele landet			
Vandløbsbredde > 8 m	1.090	620	130
Vandløbsbredde 2-8 m	8.860	4.930	1.320
Vandløbsbredde < 2 m	10.110	4.640	1.740
I alt	20.060	10.190	3.190
Pct. af målsatte vandløb uden målopfyldelse	82	41	13

Danmarks Miljøundersøgelser indsamlede i 1996 oplysninger fra amterne om årsagen til manglende målopfyldelse. De tre væsentligste grunde var spildevand, de fysiske forhold og okker.

Udledning af okker skyldes normalt dræning af jern- og pyritholdige jorder. Når alt pyrit og andre reducerede jernforbindelser er iltede, vil okkerudledningen ophøre efter en årrække. I 2004 skønnede Danmarks Miljøundersøgelser, at omkring 450 km vandløb i 2002 ikke opfyldte DVFI ≥ 5 på grund af okker, *jf. DMU's notat af 23. september 2004*. Såfremt der ikke foretages gendræning af okkerpotentielle områder, må det antages, at okker ikke er til hindring for målopfyldelse i 2015 eller i en kortere årrække derefter.

I 2004 vurderede Danmarks Miljøundersøgelser desuden, at for ca. 5.300 km vandløb var spildevand den væsentligste årsag til manglende opfyldelse af DVFI ≥ 5 i 2002. I Baseline 2015 er det vurderet, at i størrelsesordenen 6.000 km små eller mellemstore vandløb i 2015 vil få en forbedret faunaklasse som følge af allerede planlagte indsatser, primært indsats over for spildevand fra spredt bebyggelse, og heraf vurderes en betydelig del at skifte fra DVFI 4 til DVFI 5. Der er en rimelig god overensstemmelse i de to skøn.

Ud fra ovenstående må det for scenarierne 2 og 3 konkluderes, at den altovervejende årsag til manglende målopfyldelse i 2015 vil være de fysiske forhold. I scenarium 1 vil de fysiske forhold ligeledes være den væsentligste årsag til manglende målopfyldelse,

og der vil derudover formentlig være andre faktorer som spildevand og okker, som også vil være til hinder for målopfyldelse, selvom det er vanskeligt at vurdere.

Det vurderes på den baggrund, at der i forhold til vandløbene vil være behov for at ændre de fysiske forhold, og forbedring af de fysiske forhold vurderes at være det klart væsentligste virkemiddel til forbedring af vandkvaliteten i vandløbene.

Fysiske forhold

Vandløb med gode fysiske forhold forudsætter en god vandføring og gode faldforhold. Et vandløb med gode fysiske forhold har afvekslende bundforhold og strømhastigheder, dybe partier skifter med lavvandede strækninger og vandløbet mæandre-rer (slynger sig).

I nogle dele af landet er faldforholdene så ringe, at det har betydning for de fysiske muligheder for at opfylde en basismålsætning. Derudover er mange vandløbsstrækninger i landbrugsoplande stærkt regulerede og dybt nedskårne i terrænet af hensyn til vandaflledning. De nødvendige ændringer for at skabe gode fysiske forhold kan være meget omfattende og medføre store økonomiske udgifter. Sådanne vandløb kan forventes at kunne udpeges enten som stærkt modificerede vandområder eller blive omfattet af undtagelsesbestemmelserne, *jf. afsnit 4.4.*

De nuværende kriterier for målsætning af vandløb, herunder detaljeringsgraden, varierer betydeligt på landsplan. I amternes regionplaner er en del vandløb målsat med en mindre skrap målsætning. Det drejer sig ud over okker om følgende typer påvirkninger, hvor det er vurderet, at vandløbet ikke kan opnå en generel målsætning.

- Spildevandsafledning: typisk strækninger på 0,1-1 km i små og meget små vandløb som forbinder rensningsanlæg med et naturligt vandløb.
- Vandløb med reduceret sommervandføring som følge af vandindvinding.
- Vandaflledning: små og meget små menneskeskabte vandløb som dræner/leder drænvand fra dyrkede arealer. Kunstige kanaler i afvandede områder, fx pumpekanaler.

Det vurderes generelt, at vandløb målsat med en mindre skrap målsætning i regionplanerne, ikke vil kunne opfylde $DVFI \geq 5$. Det samlede omfang af de to første er formentlig relativt beskedent og i størrelsesordenen 100-200 km fortrinsvis små vandløb. Den tredje kategori indgår som stærkt modificerede vandløb nedenfor.

For at kunne gennemføre beregningerne vurderes det nødvendigt at have som præmis, at nogle vandløb vil blive udpeget som stærkt modificerede eller omfattet af undtagelsesbestemmelsen. Nedenfor fremgår omfanget af stærkt modificerede vandløb, der ligger til grund for de videre beregninger, *jf. tabel 6.2.*

Tabel 6.2			
Omfanget af vandløb, som er stærkt modificerede eller forventes omfattet af undtagelsesbestemmelserne			
	Scenarium 1 DVFI ≥ 6 (km vandløb)	Scenarium 2 DVFI ≥ 5 (km vandløb)	Scenarium 3 DVFI ≥ 4 (km vandløb)
Hele landet			
Vandløbsbredde > 8 m	600	400	50
Vandløbsbredde 2-8 m	3.700	2.000	450
Vandløbsbredde < 2 m	3.700	1.600	500
I alt	8.000	4.000	1.000

Stærkt modificerede vandområder skal opfylde målsætninger om et godt økologisk potentiale og god kemisk tilstand i henhold til vandrammedirektivet. Vandområder, der er omfattet af undtagelsesbestemmelserne, målsættes med et mindre strengt miljømål, fx moderat økologisk tilstand. I beregningerne er det antaget, at dette vil kunne realiseres uden yderligere tiltag.

Forbedrede fysiske forhold

Forbedring af vandløbenes fysiske tilstand kan ske ved ophør af vandløbsvedligeholdelse. Herved kan vandstanden stige, hvilket vil betyde, at de tilgrænsende jorder i mange tilfælde ikke kan anvendes som hidtil og må udtages af omdriftsarealet. Udtag af jord langs vandløb vurderes derfor at være den væsentligste årsag til omkostninger knyttet til målsætningsopfyldelse i vandløb. Det vurderes, at dette virkemiddel er det eneste, som kan bringes i anvendelse for at forbedre de fysiske forhold.

DMU har foretaget et groft skøn over omfanget af arealer, der i givet fald vil skulle tages ud af omdrift med henblik på opnåelse af DVFI ≥ 5 i vandløb, *jf. tabel 6.3.*

Tabel 6.3			
De skønnede arealer som tages ud af omdrift for opnåelse af DVFI • 5 i vandløb (Scenarium 2)			
Bredde	Vandløbslængde		Udtagning af arealer (ha)
	(km)	(ha/km)	
Vandløbsbredde > 8 m	300-400	20	6.000-8.000
Vandløbsbredde 2-8 m	1.700-2.500	8	14.000-20.000
Vandløbsbredde < 2 m	1.000-2.100	3	3.000-6.000
Areal i alt	3.000-5.000		23.000-34.000

Det er ved beregningerne forudsat, at der udtages arealer svarende til 10 gange vandløbsbredden, det vil sige henholdsvis 3, 8 og 20 ha pr. løbende km vandløb for vandløb med bredder < 2 m, 2-8 m og > 8 m. Der er betydelige forskelle mellem landsdelene. De 10 gange vandløbsbredden i arealudtag er en gennemsnitsbetragtning. For nogle vandløb vil forholdene kunne forbedres ved mere skånsom vedligeholdelse, simple forbedringer i og omkring vandløbene m.m., mens der for andre vandløb kan være behov for større indsatser, herunder udtag af arealer i omdrift.

Arealskønnet er baseret på, at ikke alle vandløb kan opnå målsætningen i de tre scenarier alene gennem udtagning af arealer i omdrift. Dette kan skyldes øvrige påvirkningsfaktorer som udledninger via overløb af regnvand, udledning af spildevand fra spredt bebyggelse (hvor der ikke allerede forudsættes en indsats inden 2015), pesticider, okker, søafløb eller lign.

Der vil i scenarium 1 med stor sandsynlighed være behov for yderligere tiltag ud over arealudtagningen, fx i forhold til spildevandsrensning fra den spredte bebyggelse eller regnbetingede udledninger, som det ikke er muligt at kvantificere. Arealangivelserne er bruttotal og omfatter alle typer arealer, herunder også naturområder. De første 2 meter på hver side af vandløbet er omfattet af de nuværende bræmmebestemmelser, og i alt udgør de nuværende 2 meter bræmmer ca. 2.000 ha. Det bemærkes derudover, at scenarium 1 repræsenterer en vandløbstilstand tæt på den naturlige. Det vil være meget svært at opnå i mange danske vandløb, hvilket også afspejles i, at en væsentlig andel forventes undtaget eller udpeget som stærkt modificerede. Det bemærkes yderligere, at vurderingen af udtagningsbehov kan være underestimeret, såfremt alle de resterende ådale skal mere eller mindre opgives i dyrkningsmæssig henseende.

6.1.2 Økonomisk analyse for vandløb

Som det fremgår ovenfor, vurderes realiseringen af målene for vandløb først og fremmest at skulle ske ved at forbedre de fysiske forhold. Det antages derfor, at tiltaget ophør med vandløbsvedligeholdelse vil blive anvendt, hvorfor omkostningen vedrører fra tabt jordrente, når hidtidige omdriftsarealer bliver mere vandlidende. Omvendt medfører tiltaget ophør med vandløbsvedligeholdelse en besparelse. Analysen er baseret på en nettoopgørelse af omfanget af vandløb, hvor målene i direktivet vurderes at kunne realiseres.

Som det fremgår ovenfor, skønnes der i scenarium 2 at skulle udtages arealer på 23.000-34.000 ha. Ved anvendelse af samme metode på scenarierne 1 og 3 fås et skøn over arealudtagningsbehovet på henholdsvis 63.000-102.000 ha og 6.000-10.000 ha. For scenarierne 1, 2 og 3 er der fradraget henholdsvis 8.000 km, 4.000 km og 1.000 km vandløb, jf. den ovenfor omtalte præmis for beregningerne. I *tabel 6.4* er forudsætningerne for beregningen vist.

Tabel 6.4		
Forudsætninger for økonomisk analyse vedrørende vandløb		
	Udtaget areal (ha)	
	MIN	MAX
Vandløb		
Scenarium 1	62.600	102.300
Scenarium 2	22.600	34.300
Scenarium 3	5.600	9.800
<p>Anm.: Nettoberegning; total længde vandløb minus længde vandløb, hvor direktivets krav ikke vurderes at kunne opfyldes (stærkt modificerede vandløb eller vandløb, som forventes omfattet af undtagelsesbestemmelser). Minimumsscenariet er beregnet ved en hektarpris på 900 kr./ha og en pris for vandløbsvedligeholdelse på 4.100 kr./km. Maksimumsscenariet er beregnet ved en hektarpris på 1.700 kr./ha og pris for vandløbsvedligeholdelse på 7.500 kr./km.</p>		

Omkostninger til vandløbsvedligeholdelse vurderes at være afhængig af vandløbsbredden, idet det alt andet lige vil være forbundet med lavere omkostninger pr. km vandløb at vedligeholde de smalle vandløb. Det fremgår nedenfor, at den økonomiske analyse er særdeles følsom overfor prisen på vandløbsvedligeholdelse.

Det bemærkes, at analyserne ikke omfatter konsekvenser af fjernelse af fysiske spærringer i vandløb, egentlig vandløbsrestaurering eller eventuelle omkostninger til beskyttelse af infrastrukturanlæg. Vandløb i bymæssig bebyggelse bør desuden vurderes nøje med henblik på, om de skal omfattes af undtagelsesbestemmelserne eller udpeges som stærkt modificerede. Endvidere er der tale om gennemsnitlige omkostninger i form af tabt jordrente. De gennemsnitlige årlige omkostninger skønnes at være henholdsvis 33, 14 og 2 mio. kr. årligt i de tre scenarier, *jf. tabel 6.5*.

Tabel 6.5						
Årlig nettoomkostning vedrørende vandløb						
	Scenarium 1		Scenarium 2		Scenarium 3	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Omkostning ved arealudtagning (1.000 kr.)	58.100	173.900	20.300	58.300	5.000	16.600
Sparet omkostning til vandløbsvedligeholdelse	42.200	123.800	12.300	37.500	4.200	13.200
Nettoomkostning	15.900	50.200	8.000	20.800	800	3.500
Gennemsnitlig nettoomkostning	33.000		14.400		2.100	
Omkostning pr. km vandløb (kr./km)	620		900		380	

Analysen viser, at nettoomkostningerne dækker over væsentlige fordelingsmæssige effekter. Således vil gevinsterne i form af sparede omkostninger ved ophør med vandløbsvedligeholdelse som udgangspunkt tilfalde den myndighed, som pt. har an-

svar for denne opgave, dvs. kommunerne, mens omkostningerne som følge af arealudtagning som udgangspunkt bæres af jordejerne.

De sparede omkostninger til vandløbsvedligeholdelse i kommunerne er estimeret til henholdsvis gennemsnitlig 70, 21 og 7 mio. kr. årligt i de tre scenarier, mens de beregnede omkostninger som følge af arealudtagning for landbrugerhvervet er estimeret til gennemsnitlig 92, 31 og 9 mio. kr. årligt i de scenarier. Det bemærkes, at de beregnede omkostninger til arealudtagning er angivet som årlige nettoværdier (jordrente ved landbrugsmæssig drift af jorden) og ikke som kapitaliseret tab i forringelse af jordprisen, *jf. afsnit 6.4.*

6.2 Søer

6.2.1 Målsætningsopfyldelse i 2015 og årsagerne hertil

Udgangspunktet for analysen er de 27 intensivt undersøgte NOVA søer og den ligevægtskoncentration, der i Baseline 2015 er vurderet vil være i ligevægt med den i 2015 forventede fosforbelastning (Iversen et al. 2006), *jf. afsnit 3.2.*

I VMP III er det besluttet, at landbrugets fosforoverskud skal halveres inden 2015, og at der skal etableres 50.000 ha randzoner ved frivillig omlægning af brakarealer. Randzoner vil reducere fosfortilførslen til vandmiljøet med i størrelsesordenen 20 tons fosfor pr. år. En halvering af fosforoverskuddet i landbruget vil ikke reducere fosfortilførslen til vandmiljøet, men vil alt andet lige på sigt medføre en stigning. Stigningen vil dog være mindre, end hvis fosforoverskuddet ikke var blevet halveret. Det er ikke muligt at kvantificere effekten af et fortsat fosforoverskud på tilførslen til vandmiljøet. Det er derfor i det følgende valgt at sætte den samlede effekt af de to tiltag til 0. Der foreligger ikke forskning, der beskriver den tidsmæssige sammenhæng mellem indsatsen som led i VMP III og effekten på vandmiljøet, men etablering af randzoner forventes at have en direkte effekt på afstrømningen fra arealerne.

Der opstilles tre scenarier til brug for analysen. Der er en overordnet sammenhæng mellem chlorofylkoncentration og fosforkoncentration i søerne og det vil derfor være muligt at omregne en interkalibreret chlorofylkoncentration til en fosforkoncentration, *jf. tabel 6.6.*

Tabel 6.6			
Koncentration af fosfor og tilhørende chlorofylværdier ($\mu\text{g p/l}$, årsmiddelværdier) i de tre scenarier. Dybe søer har en gennemsnitsdybde over 3 m			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Fosforværdier			
Dybe søer	25	50	75
Lavvandede søer	50	100	125
Chlorofylværdier			
Dybe søer	6	13	18
Lavvandede søer	13	22	30

Det fremgår af *tabel 6.7* nedenfor, at henholdsvis 17, 4 og 2 af de 27 NOVA søer vurderes ikke at ville opfylde målsætningen i de tre scenarier med de tiltag, som allerede er iværksat.

Tabel 6.7			
Forventet målopfyldelse i de 27 NOVA søer i de tre scenarier			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Opfyldt	10	23	25
Ikke opfyldt	17	4	2
I alt	27	27	27

Det relative fosforreduktionsbehov i de tre scenarier er henholdsvis max. 70 pct. i scenarium 1, max. 40 pct. i scenarium 2 og max. 10 pct. i scenarium 3 af den nuværende fosfortilførsel og set i forhold til den nuværende ligevægtskoncentration.

Opskalering til landsplan

Det er forbundet med en række usikkerheder at overføre resultaterne fra de 27 søer til landsdækkende forhold, som er illustreret ved følgende betragtninger:

1) *Morfologi og næringsstofindhold.* De 27 søer antages at repræsentere alle målsatte danske søer. Dette holder ikke helt, blandt andet fordi de 27 søer generelt er større, dybere og mindre næringsrige sammenlignet med NOVANA-programmets 35-71 tilfældigt udvalgte danske søer over 5 ha (ekstensiv 1 søer). Alt andet lige må en analyse baseret på de 27 søer således forventes at undervurdere reduktionsbehovet.

2) *Oplandsareal.* De 27 søer dækker et samlet oplandsareal på 1.944 km², hvilket svarer til 4,4 pct. af Danmarks areal. Oplandsmæssigt er der blandt de 27 søer en markant dominans af sjællandske søer, og alene oplandet til de 4 store søer (Furesøen, Tystrup Sø, Tissø og Arresø) udgør 72 pct. af de 27 søers samlede opland.

3) *Fosforbelastning.* Den samlede fosforbelastning til de 27 søer er beregnet til 61 tons fosfor pr. år, men dækker over meget store variationer fra sø til sø. Fosfortilførslen

til to søer (Tystrup Sø og Arresø) dækker alene over halvdelen af de 27 søers samlede tilførsel.

4) *Datamaterialets størrelse.* Til brug for vurderingen af reduktionsbehovet for fosfor er der reelt kun 17 NOVA søer til rådighed, idet målene i scenarium 1 kan forventes opfyldt for 10 søer. Materialet er endnu mere spinkelt, når det drejer sig om scenarierne 2 og 3.

Ekstrapolation til alle danske målsatte søer

Spildevand tilledt opstrøms søer kan typisk renses med en effektivitet på 95-97 pct. af fosfortilførslen, men spildevandstilledning betyder i nogle søer ganske meget. For 6 af NOVA-søerne er der tale om et punktkildebidrag uden bidrag fra spredt bebyggelse på over 30 pct.

Scenarium 1

For at kunne estimere behovet for reduktion i landbrugsbidraget er der lavet en analyse af de NOVA søer, som primært er påvirket af fosfortilførsel fra landbruget. Søerne i analysen er udvalgt efter, at de har et identificeret reduktionsbehov i scenarium 1 (17 søer), og at de derudover modtager et væsentligt fosforbidrag fra punktkilder (13 søer). Disse 13 søer har således været til rådighed for analysen. Gennem denne analyse er det beregnet, at der er behov for en reduktion på i gennemsnit 0,12 kg fosfor pr. ha landbrugsareal for at nå målene i scenarium 1 for de 13 søer.

Opskaleringen til landsplan er foretaget ved en simpel forholdstalsberegning ud fra det samlede landbrugsareal i søoplandene, idet de 13 søer udgør ca. halvdelen af NOVA-søerne. Der vurderes at være et samlet landbrugsopland på ca. 400.000 ha (halvdelen af landbrugsarealet i samtlige søoplande), hvor der må forventes et reduktionsbehov i scenarium 1. Alene ud fra NOVA-søerne er der estimeret et samlet reduktionsbehov i landbrugsbidraget på ca. 50 tons fosfor pr. år. Ved opskaleringen skal der tages hensyn til, at de 27 NOVA søer ikke er repræsentative for danske målsatte søer. Et samlet estimat for reduktionsbehov fra landbrugsarealerne for at nå målene i scenarium 1 med de opstillede præmisser skønnes til 50-80 tons fosfor pr. år. Der anvendes i beregningerne et gennemsnit på 65 tons fosfor pr. år.

Scenarium 2

Det er ikke muligt at beregne reduktionsbehovet for den landbrugsbaserede tilførsel i scenarium 2 på grundlag af de 27 NOVA søer, idet antallet af søer med et reduktionsbehov er yderst begrænset. Der vil derimod være en række søer, hvor en reduktion af landbrugets fosforbidrag vil være nødvendigt for at nå målet i scenarium 2 blandt NOVANA-programmets tilfældigt udvalgte søer.

Reduktionsbehovet i scenarium 2 kan forventes at være mindre end halvdelen af behovet i scenarium 1. Dette er baseret på, at antallet af søer, hvor målet ikke kan nås ifølge fremskrivningen til 2015, falder meget fra scenarium 1 til 2. Det peger imidlertid i modsat retning, at færre søer i scenarium 2 end i scenarium 1 kan forventes at

blive omfattet af undtagelsesbestemmelserne. Det vurderes, at der vil være et reduktionsbehov på 10-20 tons fosfor pr. år i scenarium 2, og der tages i beregningerne udgangspunkt i gennemsnittet, det vil sige 15 tons pr. år. På samme vis kan der gives et bud på, hvor store landbrugsarealer i oplandet til søer, som ikke opfylder målsætningen i scenarium 2, hvilket vurderes at være 100-150.000 ha.

Scenarium 3

Samme ræsonnement kan videreføres i forstærket form for scenarium 3. Der vil være behov for en reduktion i nogle søoplande, som vurderes at være i størrelsesordenen 2-4 tons fosfor pr. år. Scenarium 3 indgår ikke i de videre analyser, da antallet af søer med et reduktionsbehov vil være meget lille. Det vil derfor være tilfældigt, hvilke virkemidler der vil være relevante i de få oplande, hvor der skal ske en reduktion.

6.2.2 Økonomisk analyse for søer

Beregningen tager udgangspunkt i den opskalering, som er foretaget ovenfor. Der er en væsentlig begrænsning på, i hvor stort omfang de enkelte virkemidler kan implementeres, det vil sige virkemidlernes potentiale. Der er foretaget en vurdering heraf på nationalt niveau. På grundlag af denne vurdering er virkemidlernes potentiale opgjort i pct. af det samlede landbrugsareal, og den relative fordeling er overført til oplandsarealet på 400.000 ha i scenarium 1. Tilsvarende er oplandet til søerne, som omfattes af scenarium 2, anslået til ca. 17 pct. af det nationale oplandsareal svarende til 124.000 ha.

Resultaterne af beregningerne for scenarium 1 og 2 er vist nedenfor i tabellerne 6.8 og 6.9.

I forhold til nedenstående tabeller bemærkes, at virkemiddel 5a og 5b retter sig mod det samme areal, og kun et af virkemidlerne kan sættes ind ad gangen. Ligeledes retter virkemidlerne 11, 14 og 15 sig mod det samme areal, og kun et af disse virkemidler kan iværksættes i fuldt omfang. Virkemiddel 12 retter sig mod flere typer risikoarealer og kan også kombineres med de ovennævnte virkemidler. Der er et ukendt omfang af overlap med virkemiddel 19. Effekten i form af fosfortilbageholdelse ved ekstensivering i ådale opstår alene på den del af arealet, som oversvømmes. Virkemiddel 20 forudsætter, at det kombineres med virkemiddel 12 for at opnå en effekt og arealet for virkemiddel 20 skal ligge indenfor de arealer, der kan udpeges som egnede for virkemiddel 12.

Tabel 6.8							
Anvendelse af virkemidler til fosforreduktion i søer i scenarium 1							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total P-effekt		Total omkostning	
		Max ha	Faktisk ha	Min Kg	Max Kg	Min 1000 kr.	Max 1000 kr.
5a.	Krav om nedfældning frem til 1/4	30.788	-	-	-	-	-
5b.	Forbud mod jordbe- arbejdning frem til ¼	30.788	-	-	-	-	-
11.	Udelukke vintersæd på erosionstruede arealer	43.119	-	-	-	-	-
12.	Undergøds m. P	135.160	-	-	-	-	-
15.	Vedr. græs på erosi- onstruede arealer	43.119	-	-	-	-	-
16.	Udyrkede randzoner langs søer og vandløb	161	-	-	-	-	-
19.	Ekstensivering ådale	16.119	6.500	32.500	97.500	5.850	11.050
20.	Afbrænding af husdyrgødning	8060	-	-	-	-	-
	Sum	307.314	6.500	32.500	97.500	5.850	11.050
	Reduktionsmål			65.000			

Det antages, at den gennemsnitlige reduktion af fosfortabet skal svare til det fastsatte mål. Dette skyldes, at de angivne intervaller for fosfortab knytter sig til de potentielle arealer, som er angivet i tabellen. Hvis tiltaget implementeres uden for disse arealer, vurderes det at have mindre eller slet ingen effekt på fosfortabet. Efter princippet om omkostningsminimering skal de mindst omkostningstunge virkemidler implementeres først, det vil sige implementering af 6.500 ha ekstensivering i ådale, som er tiltaget med de laveste reduktionsomkostninger. Herved fås en gennemsnitlig reduktion på ca. 65 tons fosfor årligt i scenarium 1. Den totale omkostning er på 6-11 mio. kr. årligt, *jf. tabel 6.8.*

Omfanget af arealudtagningerne vurderes ikke at have betydning for husdyrproduktionens samlede størrelse. I de områder, hvor der gennemføres ekstensivering i ådalene, vil ændrede harmoniforhold i form af begrænset mulighed for udbringning af gødning på de ekstensiverede arealer, imidlertid medføre begrænsninger i mulighederne for husdyrproduktion.

I scenarium 2 vurderes reduktionsbehovet at kunne opfyldes ved etablering af 1.500 ha ekstensiverede ådale, hvilket giver en omkostning på omkring 2 mio. kr. årligt, *jf. tabel 6.9.*

Tabel 6.9							
Anvendelse af virkemidler til fosforreduktion i søer i scenarium 2							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total P-effekt		Total omkostning	
		Max ha	Faktisk ha	Kg		1000 kr.	
				Min	Max	Min	Max
5a.	Krav om nedfældning frem til 1/4	9.544	-	-	-	-	-
5b.	Forbud mod jordbearbejdning frem til ¼	9.544	-	-	-	-	-
11.	Udelukke vintersæd på erissionstruede arealer	13.367	-	-	-	-	-
12.	Undergøds m. P	41.900	-	-	-	-	-
15.	Vedr. græs på erosionstruede arealer	13.367	-	-	-	-	-
16.	Udyrkede randzoner langs søer og vandløb	50	-	-	-	-	-
19.	Ekstensivering ådale	4.997	1.500	7.500	22.500	1.350	2.550
20.	Afbrænding af husdyrgødning	2.488	-	-	-	-	-
	Sum	95.267	1.500	7.500	22.500	1.350	2.550
	Reduktionsmål			15.000			

Følsomhedsanalyse

Der er foretaget en følsomhedsanalyse, hvor kun halvdelen af fosforreduktionen nås gennem virkemidlet ekstensivering af landbrugsdrift i ådale. I scenarium 1 betyder dette, at ekstensivering af landbrugsdrift i ådale kun bidrager med 30 tons fosfor pr. år. Den gennemsnitlige omkostning er på 30-79 mio. kr. årligt, jf. tabel 6.10. Følsomhedsanalysen for scenarium 2 er analog hertil og øger omkostningerne til 16 mio. kr. årligt.

Tabel 6.10							
Anvendelse af virkemidler til fosforreduktion i søer i scenarium 1, når halvdelen af reduktionen opnås ved ekstensivering af ådale							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total P-effekt		Total omkostning	
		Max ha	Faktisk Ha	Min Kg	Max Kg	Min 1000 kr.	Max 1000 kr.
5a.	Krav om nedfældning frem til 1/4	30.788	-	-	-	-	-
5b.	Forbud mod jordbearbejdning frem til 1/4	30.788	31.000	775	7.750	9.300	27.280
11.	Udelukke vintersæd på erosionstruede arealer	43.119	43.000	2.580	10.750	12.900	37.840
12.	Undergøds m. P	135.160	135.000	405	13.500	4.050	8.100
15.	Vedr. græs på erosionstruede arealer	43.119	-	-	-	-	-
16.	Udyrkede randzoner langs søer og vandløb	161	161	161	483	580	1.095
19.	Ekstensivering ådale	16.119	3.000	15.000	45.000	2.700	5.100
20.	Afbrænding af husdyrgødning	8.060	-	-	-	-	-
	Sum	307.314	212.161	18.921	77.483	29.530	79.415
	Reduktionsmål			65.000			

Følsomhedsanalysen viser, at realisering af målsætningen for søerne er stærkt afhængig af mulighederne for at gennemføre ekstensivering af landbrugsdrift i ådale, samt af at målrette øvrige tiltag mod arealer, hvor effekten er stor. Såfremt dette ikke er muligt, eller kun er muligt i begrænset omfang, vil opnåelse af målsætningen for søer belastet af fosfor fra landbrugskilder være vanskelig.

6.3 Kystnære marine områder

6.3.1 Målsætningsopfyldelse i 2015 og årsagerne hertil

Analysen tager udgangspunkt i tre konkrete kystvande, Odense Fjord, Mariager Fjord og Limfjorden, hvor der foreligger et betydeligt datagrundlag. Den valgte indikator er ålegræssets dybdeudbredelse, defineret som den største dybde med mindst 5 pct. af havbunden dækket af ålegræs. Graden af eutrofiering af vandmiljøet, det vil sige indholdet af næringssalte i vandet, især nitrat og fosfor, og ålegræssets dybdeudbredelse kan beskrives med empiriske modeller (Nielsen et al. 2002; Middelboe og Markager 1997).

Fremgangsmåden i scenarieregningerne for Odense Fjord og Mariager Fjord beskrives kort her. For de enkelte fjordområder er der med baggrund i historiske data og litteratur fra omkring år 1900 fundet dybdeudbredelse af ålegræs (Reinke 1889, Rosenwenge, 1896 og Ostenfeld, 1908). Disse udgør definitionsgrundlaget for referencetilstanden. Ud fra en landsdækkende regression mellem dybdeudbredelse af

ålegræs og sommerkoncentrationer af kvælstof (Nielsen et al. 2002) kan der beregnes en dertil svarende årlig total kvælstofkoncentration.

De konkrete belastninger til Mariager og Odense Fjord, som skulle sikre målene i scenarierne 1, 2 og 3, holdes op mod den fremskrevne kvælstofbelastning for 2015 (baseline) for de udvalgte fjordområder. Denne er fundet ved at arealkorrigere den fremskrevne kvælstofbelastning for 2015 for farvandsområder (Iversen et al. 2006), *jf. afsnit 3.3*. Den fremskrevne kvælstofbelastning for 2015 for de enkelte fjordområder er i rimelig overensstemmelse med lignende opgørelser foretaget af amterne (pers. kom. Mikael Hjorth Jensen, Fyns Amt og Poul Nordemann, Århus Amt). De nødvendige reduktioner i kvælstofbelastningen fra land i forhold til baseline i 2015 kan dermed skønnes. I Limfjorden har angrebsvinklen været anderledes (se nedenfor).

Der opstilles tre scenarier til brug for analysen. I scenarium 2 er målet den kvælstofkoncentration, der svarer til en 25 pct.s reduktion af referencetilstanden for dybdeudbredelsen af ålegræs. Scenarierne 1 og 3 er defineret som henholdsvis 0,75 og 1,5 gange koncentrationen i scenarium 2. De anvendte koncentrationer i Odense Fjord og Mariager Fjord fremgår af tabel 6.11.

Tabel 6.11			
Anvendte kvælstofkoncentrationer til scenarieregningerne i Odense Fjord og Mariager Fjord			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Total kvælstof µgN/l			
Odense Fjord	408	544	816
Mariager Fjord	410-625	547-834	820-1251

Odense Fjord

Kvælstofscenarieregninger for Odense Fjord fremgår af Ærtebjerg, G. et al. (2004), og resultaterne skal kort opsummeres her. Odense Fjord kan deles op i inder- og yderfjord, hvor der i yderfjorden i Ostenfeld (1908) angives en dybdeudbredelsesgrænse af ålegræs på 6-7 meter. Referencetilstanden blev defineret til 6 meter for yderfjorden (Fyns Amt 2003). Der foreligger ikke historiske registreringer for inderfjorden, og derfor er beregningen alene gennemført i forhold til yderfjorden.

Den fremskrevne kvælstoftilførsel til Odense Fjord i 2015 er ca. 1.600 tons kvælstof, mens den nuværende gennemsnitlige (1980-2005) belastning er ca. 2.200 tons kvælstof pr. år (pers. kom. Mikael Hjorth Jensen, Fyns Amt). Nedenfor ses de yderligere reduktionsbehov i kvælstofbelastningen til fjorden i de tre scenarier, *jf. tabel 6.12*.

Tabel 6.12			
Beregnet yderligere kvælstofreduktionsbehov i Odense Fjord i tre scenarier			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
N-reduktionsbehov			
t N/år	1.040	360	40
Pct.	63	24	2

Mariager Fjord

Der er en meget begrænset mængde historiske data på dybdeudbredelse af ålegræs i Mariager Fjord. Rosenvenge (1896) angiver en dybdeudbredelse af ålegræs på 2 meter i inderfjorden. Denne dybde er i overensstemmelse med, at det på grund af morfologien i inderfjorden ikke er muligt for ålegræsset at etablere sig, da skrænterne ned mod den dybe del af inderfjorden (Dybet) er for stejle. Dette forhold er ikke gældende i samme grad i yderfjorden. Det er derfor valgt, at gennemføre beregningerne ud fra to referencetilstande for ålegræs dybdeudbredelse på henholdsvis 4 og 5,5 meter, som gælder generelt for danske inder- og yderfjorde (Dahl et al. 2005; Ostenfeld 1908).

De skønnede reduktioner i kvælstofbelastningen for Mariager Fjord tager udgangspunkt i en forventet kvælstofbelastning på ca. 700 tons kvælstof pr. år i 2015. Den nuværende kvælstoftilførsel til Mariager Fjord er ca. 1.400 tons kvælstof pr. år (pers. kom. Else Hvass, Nordjyllands Amt). *Tabel 6.13.* viser reduktionsbehov i de tre scenarier.

Tabel 6.13			
Beregnet yderligere kvælstofreduktionsbehov i Mariager Fjord i tre scenarier			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
N-reduktionsbehov			
t N/år	172 – 441	– 89 – 270	Opfyldt med VMPIII
Pct.	24 – 63	– 13 – 38	

Der er en meget betydelig forsinkelse fra et tiltag implementeres og til effekten ses i fjorden, som er i størrelsesordenen 20-30 år. For Mariager Fjord er der stor usikkerhed ved den anvendte metode til beregning af kvælstofreduktioner både på grund af det begrænsede historiske materiale på referencetilstand for ålegræssets dybdeudbredelse, og da sammenhængen mellem kvælstofkoncentrationer (total kvælstof) og kvælstofbelastning til fjorden er behæftet med store variationer.

Nordjyllands og Århus amter har udarbejdet en handlingsplan for Mariager Fjord, og miljømålene i denne plan er rimelig sammenlignelige med scenarium 2. I handlingsplanen vurderes det, at en kvælstofbelastning i 2015 på ca. 640 tons kvælstof vil muliggøre målsætningsopfyldelse, mens det tilsvarende estimat i nærværende analyse er i størrelsesordenen 700 tons kvælstof. Der er overordnet god overensstemmelse mel-

lem de to vurderinger. I amternes handlingsplan er der også forudsat en reduktion i fosforbelastningen.

Limfjorden

Angrebsvinklen for Limfjorden adskiller sig fra de to øvrige, idet der er taget udgangspunkt i den handlingsplan, som amterne i oplandet til Limfjorden har udarbejdet. I denne handlingsplan er udgangspunktet for belastningsberegningerne et mål om sigtddybde og ikke en dybdegrænse for ålegræssets udbredelse. Da der er en empirisk relation mellem sigtddybde og dybdegrænse, kan Limfjordssceneriet imidlertid anvendes i analysen. Oplysningerne er hentet fra rapporter udarbejdet til Limfjordsamterne (bl.a. DMU nr. 577 "Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003" og Nordjyllands amt m.fl. 2007).

Den nuværende belastning er på ca. 18.000 tons kvælstof pr. år, og tilførslen er ved fuld effekt af VMP III vurderet til ca. 12.000 tons kvælstof. I forbindelse med amternes handlingsplan er der udarbejdet et scenarium ved en tilførsel på 10.000 tons kvælstof pr. år. En tilførsel i denne størrelse er vurderet generelt at medføre en sigtddybde på 4,5 m i Limfjorden og er dermed overordnet sammenligneligt med scenarium 2. Der forudsættes også et niveau for fosfortilførslen til Limfjorden. Scenarierne 1 og 3 er i denne sammenhæng en simpel skalering af kvælstofbelastningen fra scenarium 2 med hhv. 0,75 og 1,5, *jf. tabel 6.14*.

	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
N-reduktionsbehov			
t N/år	4.500	2.000	Opfyldt med VMPIII -
Pct.	37	16	

Opskalering til landsplan

Resultaterne fra de tre analyserede marine områder er sammenstillet nedenfor, *jf. tabel 6.15*.

	Oplandsareal (km ²)	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Odense Fjord	1.059	1.000	400	40
Mariager Fjord	572	200 – 400	-100 – 300	Opfyldt med VMPIII
Limfjorden	7.510	4.500	2.000	Opfyldt med VMPIII
De tre vandområder	9.141	5.800	2.600	40
Nationalt		15 – 25.000	6 – 11.000	100-200

Opskaleringen er foretaget ved at vægte de tre områder efter deres oplandsareal, dog sådan at negative værdier er sat til nul. En ekstra reduktion i en fjord forbedrer ikke situationen i en anden fjord. Udgangspunktet har været, at oplandet til danske fjorde og lukkede kystvande er ca. 30.000 km² (Kaas et al 1996). Opskaleringen er forbundet med stor usikkerhed, hvilket er forsøgt afspejlet i usikkerheden på de nationale tal, hvor intervallerne ikke er baseret på beregninger, men på en samlet vurdering.

Opskaleringen er meget styret af Limfjorden med langt det største opland og dermed de usikkerheder og den tilgang, som ligger i Limfjordsscenariet. Det vurderes dog, at oplandets størrelse og sammensætning gør estimatet på landsplan mere kvalificeret. Miljøstyrelsen har alene på baggrund af Odense Fjord data lavet et estimat af det yderligere behov for national kvælstofreduktion (svarende til scenarium 2) på ca. 5.000 tons pr. år (Jens Brøgger Jensen, pers. komm.). Hvis der tages højde for, at der i Miljøstyrelsens estimat er taget udgangspunkt i en lavere tilførsel til Odense Fjord end i dette notat, er der rimelig overensstemmelse mellem de to estimater.

Der er alene fokuseret på kvælstof i scenarierne for de marine områder. Fosfor spiller også en rolle, specielt i de lukkede fjordsystemer, og der kan derfor også være et reduktionsbehov for fosfor (fx i Mariager Fjord eller Limfjorden). Dette er imidlertid ikke analyseret nærmere.

6.2.2 Økonomisk analyse for kystvande

De tre scenarier er kendetegnet ved, at omkring 70 pct. af landbrugsarealet (1.900.000 ha) er opland til de marine områder i scenarium 1, mens omkring 66 pct. af landbrugsarealet (1.260.000 ha) indgår i scenarium 2 og omkring 33 pct. (630.000 ha) indgår i scenarium 3.

De enkelte virkemidler har et maksimalt potentiale for anvendelse, som har betydning ved vurdering af implementeringsmuligheder på landsplan. Der er foretaget en vurdering heraf i virkemiddelrapporten (Schou et al. 2007). På grundlag af denne vurdering er virkemidlernes potentiale opgjort i pct. af det samlede landbrugsareal, og den relative fordeling er overført til oplandsarealet i de tre scenarier. Herved fås den potentielle implementering af virkemidlerne i denne scenarieanalyse, *jf. tabel 6.16*.

Tabel 6.16
Potentiel anvendelse af mulige kvælstofvirkemidler nationalt samt for de tre scenarier

Nr.	Virkemiddel	MAX imple-	MAX implementering i ha		
		mentering	OPLANDE		
		Nationalt	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
1.	Økologisk malkekvæg	40.000	28.000	18.760	8.960
2.	Ammoniakgødning	30.000	21.000	14.070	6.720
3.	Efterafgrøder	250.000	175.000	117.250	56.000
4.	Optimeret efterafgrøder	250.000	175.000	117.250	56.000
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	2.200.000	1.540.000	1.031.800	492.800
7.	Slæt i stedet for afgræsning	48.000	33.600	22.512	10.752
8.	Red. N til græsmarker	48.000	33.600	22.512	10.752
9.	Efterafgrøder efter ompløj.	98.000	68.600	45.962	21.952
13.	Handelsgødning isf dybstrø.	250.000	175.000	117.250	56.000
14.	Energiafgrøder	40.000	28.000	18.760	8.960
17.	Udtagning, højbund	2.000.000	1.400.000	938.000	448.000
18.	Skovrejsning	40.000	28.000	18.760	8.960
19.	Ekstensivering af ådale	100.000	70.000	46.900	22.400
20.	Afbrænding af husdyrgødning	50.000	35.000	23.450	11.200

Kilde: Schou et al. samt Uffe Jørgensen og Brian Jacobsen, pers. Komm.

Det bemærkes, at summen af potentielle arealer inden for oplandene overstiger oplandsarealerne, hvilket skyldes, at en række af virkemidlerne ”konkurrerer” om det samme areal. For visse af virkemidlerne, fx omlægning til økologisk malkekvæg, er det potentielle areal sat til et lavere niveau end, hvad der er vurderet teknisk muligt. Dette er gjort for at afspejle særligt usikkerheden vedrørende udviklingen i implementeringsomkostningerne, såfremt virkemidlerne skulle få en meget bred anvendelse.

Resultatet af vurderingerne er vist i tabellerne 6.17, 6.18 og 6.19 nedenfor.

I scenarium 1 er der for at nå målet behov for en gennemsnitlig reduktion i kvælstofbelastningen på gennemsnitlig 20.000 tons kvælstof pr. år, *jf. tabel 6.17*. Princippet om omkostningsminimering betinger, at de mindst omkostningstunge virkemidler implementeres først, dvs. nr. 1, 2, 7 og 14. Disse vurderes alle at kunne implementeres teknisk/økonomisk inden for det angivne potentiale uden meromkostninger. Det bemærkes, at virkemiddel 10 ikke er inkluderet, idet det vurderes særdeles vanskeligt at kontrollere. Endvidere kan de to efterafgrødetiltag ”efterafgrøder” og ”optimerede efterafgrøder” implementeres samtidig, dvs. deres effekt er additiv. I forhold til virkemiddelanalysen er kvælstofeffekten for ”optimerede efterafgrøder” dog reduceret svarende til det lavest vurderede niveau, idet den maksimale effekt relaterer sig til gevinster, som i dette scenarium er realiseret i regi af andre tiltag.

Tabel 6.17							
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 1							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt		Total omkostning	
		Max Ha	Faktisk Ha	Min Kg	Max Kg	Min 1000 kr.	Max 1000 kr.
1.	Økologisk malkekvæg	28.000	28.000	55.440	378.840	0	0
2.	Ammoniakgødning	21.000	21.000	41.580	55.440	0	0
3.	Efterafgrøder	175.000	175.000	693.000	3.176.250	67.550	135.100
4.	Optimeret efterafgrøde	175.000	175.000	1.155.000	1.155.000	64.400	143.500
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	1.540.000	1.540.000	1.727.880	2.541.000	155.540	271.040
7.	Slæt i stedet for afgræsning	33.600	33.600	144.144	1.208.592	0	0
8.	Red. N til græsmarker	33.600	-	-	-	-	-
9.	Efterafgrøder efter ompløj.	68.600	68.000	1.234.200	2.468.400	35.360	35.360
10.	Tidlig såning af vintersæd	-	-	-	-	-	-
13.	Handelsgødning isf dybstrø.	175.000	175.000	1.386.000	1.617.000	41.125	50.750
14.	Energiafgrøder	28.000	28.000	277.200	508.200	0	0
17.	Udtagning, højbund	1.400.000	120.000	1.029.600	2.613.600	432.000	816.000
18.	Skovrejsning	28.000	28.000	277.200	646.800	71.680	169.120
19.	Ekstensivering af ådale	70.000	70.000	6.300.000	9.450.000	63.000	119.000
20.	Afbrænding af husdyrgødning	35.000	35.000	8.085	75.075	-	5.250
	Sum	3.810.800	2.496.600	14.329.329	25.894.197	930.655	1.745.120
	Reduktionsmål			15.000.000	25.000.000		

For tiltag 1, 2, 7 og 14 er der et teknisk set større arealpotentiale, men der kan blive tale om stigende omkostninger. Derefter antages tiltag 19, 9, 13, 3, 20, 4, 18 fuldt implementeret. Den resterende reduktion fås ved tiltag 17. Dette giver en gennemsnitlig reduktion på 20.000 tons kvælstof årligt. Omkostningerne er estimeret til 931-1.745 mio. kr. årligt, jf. tabel 6.17. Det forhold, at en reduktion af denne størrelse kræver iværksættelse af både skovrejsning og udtagning af højbundsjord, har stor betydning for omkostningerne, idet disse tiltag er forbundet med betydelige reduktionsomkostninger i forhold til de øvrige kvælstoftiltag. De to tiltag repræsenterer således mere end halvdelen af de samlede reduktionsomkostninger, men bidrager kun med en mindre andel af den ønskede kvælstofreduktion.

I scenarium 2 indgår de samme virkemidler som i scenarium 1, idet virkemidlerne 1, 2, 7 og 14 antages implementeret sammen med 19, 9, 13 og delvis tiltag 3, jf. tabel

6.18. Dette giver en gennemsnitlig reduktion på 8.500 tons kvælstof årligt og omkostninger på 106-173 mio. kr. årligt.

Tabel 6.18							
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 2							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt		Total omkostning	
		Max ha	Faktisk ha	Min Kg	Max Kg	Min 1000 kr.	Max 1000 kr.
1.	Økologisk malkekvæg	18.760	18.760	37.145	253.823	0	0
2.	Ammoniakgødning	14.070	14.070	27.859	37.145	0	0
3.	Efterafgrøder	117.250	70.000	277.200	1.270.500	27.020	54.040
4.	Optimeret efterafgrøde	117.250	-	-	-	-	-
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	1.031.800	-	-	-	-	-
7.	Slæt i stedet for afgræsning	22.512	22.500	96.525	809.325	0	0
8.	Red. N til græsmarker	22.512	-	-	-	-	-
9.	Efterafgrøder efter ompløj.	45.962	45.000	816.750	1.633.500	23.400	23.400
10.	Tidlig såning af vintersæd	-	-	-	-	-	-
13.	Handelsgødning isf dybstrø.	117.250	65.000	514.800	600.600	15.275	18.850
14.	Energiafgrøder	18.760	18.760	185.724	340.494	0	0
17.	Udtagning, højbund	938.000	-	-	-	-	-
18.	Skovrejsning	18.760	-	-	-	-	-
19.	Ekstensivering af ådale	46.900	45.000	4.050.000	6.075.000	40.500	76.500
20.	Afbrænding af husdyrgødning	23.450	-	-	-	-	-
	Sum	2.553.236	299.090	6.006.002	11.020.387	106.195	172.500
	Reduktionsmål			6.000.000	11.000.000		

Scenarium 3 kan opnås ved de omkostningsneutrale virkemidler alene, fx ved implementering af 3.500 ha økologisk kvægproduktion, 5.000 ha med slæt i stedet for afgræsning og 2.000 ha energiafgrøder, *jf. tabel 6.19.*

Tabel 6.19
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 3

Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt		Total omkostning	
		Max ha	Faktisk ha	Min Kg	Max Kg	Min 1000 kr.	Max 1000 kr.
1.	Økologisk malkekvæg	8.960	3.500	6.930	47.355	0	0
2.	Ammoniakgødning	6.720	-	-	-	-	-
3.	Efterafgrøder	56.000	-	-	-	-	-
4.	Optimeret efterafgrøde	56.000	-	-	-	-	-
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	492.800	-	-	-	-	-
7.	Slæt i stedet for afgræsning	10.752	5.000	21.450	179.850	0	0
8.	Red. N til græsmarker	10.752	-	-	-	-	-
9.	Efterafgrøder efter ompløj.	21.952	-	-	-	-	-
10.	Tidlig såning af vintersæd	-	-	-	-	-	-
13.	Handelsgødning isf dybstrø.	56.000	-	-	-	-	-
14.	Energiafgrøder	8.960	2.000	19.800	36.300	0	0
17.	Udtagning, højbund	448.000	-	-	-	-	-
18.	Skovrejsning	8.960	-	-	-	-	-
19.	Ekstensivering af ådale	22.400	-	-	-	-	-
20.	Afbrænding af husdyrgødning	11.200	-	-	-	-	-
	Sum	1.219.456	10.500	48.180	263.505	0	0
	Reduktionsmål			100.000	200.000		

Følsomhedsanalyser på ekstensivering i ådale i reduceret omfang og anvendelse af velafprøvede virkemidler

I de foregående analyser af scenarierne 1 og 2 er ekstensivering af landbrugsdrift i ådalsområder inddraget i fuldt omfang. I forbindelse med VMP II er det kun lykkedes at realisere ekstensivering i størrelsesordenen 6.000 ha, hvilket er et begrænset niveau set i forhold til behovet for ekstensivering af 23.000-34.000 ha i scenarium 2 og 63.000-102.000 ha i scenarium 1, *jf. afsnit 6.1. om vandløb*. For at belyse konsekvenserne, hvis der ikke realiseres ekstensivering af ådalsområder i fuldt omfang, er der tillige gennemført en følsomhedsanalyse for scenarium 2, hvor der kun ekstensiveres ådalsområder i halvt omfang. Den mindre brug af dette virkemiddel ændrer omkostningerne ved en reduktion på 8.500 tons kvælstof pr. år til gennemsnitligt 329 mio. kr. pr. år, idet det blandt andet bliver nødvendigt at inddrage det dyrere virkemiddel reducerede kvælstofnormer, *jf. tabel 6.20*.

Tabel 6.20
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 2, når halvdelen af reduktionen opnås ved ekstensivering af ådale

Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt Kg		Total omkostning 1000 kr.	
		Max ha	Faktisk ha	Min	Max	Min	Max
1.	Økologisk malkekvæg	18.760	18.760	37.145	253.823	0	0
2.	Ammoniakgødning	14.070	14.070	27.859	37.145	0	0
3.	Efterafgrøder	117.250	117.000	463.320	2.123.550	45.162	90.324
4.	Optimeret efterafgrøde	117.250	117.000	772.200	772.200	43.056	95.940
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	938.000	870.000	976.140	1.435.500	87.870	153.120
7.	Slæt i stedet for afgræsning	22.512	22.500	96.525	809.325	0	0
8.	Red. N til græsmarker	22.512	-	-	-	-	-
9.	Efterafgrøder efter ompløj.	45.962	45.000	816.750	1.633.500	23.400	23.400
10.	Tidlig såning af vintersæd	-	-	-	-	-	-
13.	Handelsgødning isf dybstrø.	117.250	65.000	514.800	600.600	15.275	18.850
14.	Energiafgrøder	18.760	18.760	185.724	340.494	0	0
17.	Udtagning, højbund	938.000	-	-	-	-	-
18.	Skovrejsning	18.760	-	-	-	-	-
19.	Ekstensivering af ådale	46.900	22.500	2.025.000	3.037.500	20.250	38.250
20.	Afbrænding af husdyrgødning	23.450	23.000	5.313	49.335	-	3.450
	Sum	2.459.436	1.333.590	5.920.775	11.092.972	235.013	423.334
	Reduktionsmål			6.000.000	11.000.000		

Der er en del usikkerhed knyttet til implementering af hidtil uafprøvede virkemidler, og der er derfor foretaget en supplerende beregning baseret på allerede afprøvede virkemidler. I denne beregning er alene anvendt virkemidler, som er velafprøvede og implementeret i den eksisterende kvælstofregulering. Konkret drejer det sig om øget brug af efterafgrøder, yderligere reduktion af kvælstofnormen til 80 pct. af det driftsøkonomisk optimale samt etablering af yderligere vådområder i form af ekstensivering af landbrugsdrift i ådale. Beregningen forudsætter, at disse tre virkemidler implementeres under hensyntagen til deres reduktionsomkostninger, det vil sige i rækkefølgen: ekstensivering af ådale, efterafgrøder og reduktion af kvælstofnorm.

Resultatet af beregningerne er vist i tabellerne 6.21, 6.22 og 6.23 nedenfor.

Analysen viser, at hverken målet i scenarium 1 eller i scenarium 2 kan realiseres med de nævnte virkemidler og deres anslåede potentialer. For scenarium 1 opnås en reduktion af kvælstofbelastningen på gennemsnitlig 11.200 tons kvælstof (8.500-13.900 tons kvælstof), hvilket kun udgør godt 60 pct. af målet på 18.000 tons kvælstof. Målet ligger desuden markant udenfor max./min. intervallet. Omkostningerne ligger i intervallet 272-501 mio. kr. årligt, *jf. tabel 6.21.*

Tabel 6.21						
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 1						
	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt		Total omkostning
		Max ha	Faktisk ha	Min Kg	Max Kg	1000 kr. Min Max
3.	Efterafgrøder	175.000	175.000	693.000	3.176.250	67.550 135.100
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	1.400.000	1.400.000	1.570.800	2.310.000	141.400 246.400
19.	Ekstensivering af ådale	70.000	70.000	6.300.000	9.450.000	63.000 119.000
	Sum	1.645.000	1.645.000	8.563.800	14.936.250	271.950 500.500
	Reduktionsmål			15.000.000	25.000.000	

For scenarium 2 fås en reduktion på gennemsnitlig 7.500 tons kvælstof (5.700- 9.300 tons kvælstof), hvilket er 10 pct. under målet. Målet på 8.500 tons kvælstof ligger dog inden for max./min. intervallet. Omkostningerne er vurderet til 182-335 mio. kr. årligt, *jf. tabel 6.22.*

Tabel 6.22							
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 2							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt		Total omkostning	
		Max	Faktisk	Kg		1000 kr.	
		ha	ha	Min	Max	Min	Max
3.	Efterafgrøder	117.250	117.250	464.310	2.128.088	45.259	90.517
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	938.000	938.000	1.052.436	1.547.700	94.738	165.088
19.	Ekstensivering af ådale	46.900	46.900	4.221.000	6.331.500	42.210	79.730
	Sum	1.102.150	1.102.150	5.737.746	10.007.288	182.207	335.335
	Reduktionsmål			6.000.000	11.000.000		

I scenarium 3 kan målet realiseres ved etablering af 1.400 ha ekstensiverede ådale, hvilket vurderes at svare til en omkostning på ca. 2 mio. kr. årligt, *jf. tabel 6.23*.

Tabel 6.23							
Anvendelse af virkemidler til kvælstofreduktion i kystvande i scenarium 3							
Nr.	Virkemiddel	Implementering		Total N-effekt		Total omkostning	
		Max	Faktisk	Kg		1000 kr.	
		ha	ha	Min	Max	Min	Max
3.	Efterafgrøder	56.000	-	-	-	-	-
6.	Reduceret N-norm til 80 pct.	448.000	-	-	-	-	-
19.	Ekstensivering af ådale	22.400	1.400	126.000	189.000	1.260	2.380
	Sum	526.400	1.400	126.000	189.000	1.260	2.380
	Reduktionsmål			100.000	200.000		

Det bemærkes i forhold til scenarieregningerne og følsomhedsanalysen på scenarierne 1 og 2, at der for samtlige virkemidler er forudsat en retention på 67 pct., dog er retentionen for ådalsprojekter forudsat at være 10 pct. ud over det, som fjernes i selve projektområdet. I det omfang virkemidlerne kan implementeres på arealer med en lavere retention end forudsat her, vil effekten pr. ha øges og de aggregerede omkostninger reduceres. I forhold til følsomhedsanalysen for scenarium 1 vil det dog kræve, at alle virkemidler implementeres på arealer med en retention på under 10 pct., for at målet kan realiseres med de kendte virkemidler. I forhold til følsomhedsanalysen for scenarium 2 skal retentionen for arealer med efterafgrøder og reduceret kvælstofnorm være på 50 pct. frem for de anvendte 67 pct., før målsætningen kan realiseres. Disse resultater peger på, at det alt-andet-lige er væsentligt at målrette virkemidlerne mod arealer med lav retention ved udarbejdelsen af indsatsplanerne for at sikre en omkostningseffektiv implementering.

6.4 Samlet økonomisk vurdering af scenarierne

Der er i de foregående afsnit beskrevet en række beregninger af reduktionspotentiale, virkemiddelsammensætning og omkostninger ved tre scenarier for målfastsættelse i vandrammedirektivet. Der er foretaget en række forenklinger og antagelser i scenarieberegningerne for at kunne opskalere fra konkrete beregninger og data til et samlet billede på landsplan. Estimerne på reduktionsbehov og omkostninger i de forskellige scenarier er således forbundet med betydelig usikkerhed.

Der er ligeledes usikkerhed omkring, hvornår effekten af de enkelte virkemidler slår igennem. Der er i beregningerne taget udgangspunkt i, at tiltagene er gennemført senest i 2012, som er foreskrevet i direktivet, og at effekten opnås i 2015. Der kan imidlertid ikke forventes en så hurtig effekt for alle tiltag, da de biologiske ændringer for nogle virkemidler tager længere tid fx undergødskning med fosfor. Det er ligeledes uafklaret, om målopfyldelse er knyttet til ethvert målepunkt i et vandområde eller til et gennemsnit af målinger i vandområdet. Det er derudover tvivlsomt, hvorvidt det i det forudsatte omfang kan nås at implementere alle tiltag i 2012, fx ådalsprojekter.

Det er derudover forudsat i beregningerne, at alle de analyserede virkemidler kan anvendes op til deres vurderede fulde potentiale. Dette er ligeledes tvivlsomt, og der er gennemført følsomhedsanalyser i forhold til det centrale skøn, hvor primært ådalsprojekter forudsættes at kunne implementeres i fuldt omfang. Tilsvarende vil der for øvrige virkemidler være gjort en række antagelser om det mulige implementeringsomfang, som kan vise sig, at være vanskelige at gennemføre i praksis. Følsomhedsanalyser viser desuden, at der kan være tvivl om muligheden for at opfylde målsætningen for de marine områder, hvis der udelukkende anvendes kendte virkemidler.

De økonomiske estimer i rapporten kan således ikke forventes at give det fulde billede af omkostninger og gevinster ved implementering af de enkelte tiltag. Som nævnt vil lokale forhold have stor betydning for en omkostningseffektiv sammensætning af virkemidler i konkrete vandområder. Dertil kommer, at omkostningerne ved en række foranstaltninger ikke indgår i beregningerne, fx eventuelle omkostninger til beskyttelse af infrastruktur og eventuelle supplerende omkostninger til spildevandsrensning. Omkostninger forbundet med øvrige supplerende tiltag, som ikke kan kvantificeres i nærværende rapport, eller som ikke er vurderet relevante på baggrund af den analytiske tilgang, vil kunne vise sig i implementeringsforløbet. Forvridningstab forbundet med tiltag, der er omfattet af statstilskud, indgår ikke i beregningerne. Endelig er de administrative omkostninger ved implementering af de forskellige tiltag kun inddraget i meget begrænset omfang. Der kan således blive tale om et betydeligt højere omkostningsskøn end det foreliggende, når alle elementer af omkostningerne ved implementering af de analyserede tiltag medtages.

På den anden side vil der være synergieffekter mellem fx vandløbstiltag og kvælstofreduktion af hensyn til kystvandene. Disse synergieffekter er vurderet kvalitativt, og

det fremgår, at effekterne kan forventes at være størst ved målfastsættelse svarende til scenarium 1, hvor indsatsbehovet vil være størst og dermed også omfanget af tiltag. I scenarium 2 vil synergien mellem vandløbsforbedringer og kvælstoffjernelse formentlig være betydeligt mindre end i scenarium 1, og tilsvarende vil reduktion i fosfor til kystområderne være betydeligt mindre end i scenarium 1. Skønnet over de samlede omkostninger i de gennemførte analyser kan på den baggrund i en vis udstrækning være overvurderet. Dertil kommer, at der kan forventes en række gevinster i form af afledte miljø- og natureffekter, som ikke er inddraget i analysen, hvilket kan forventes at pege i retning af lavere samlede nettoomkostninger. Den direkte landbrugsstøtte til arealer fx vådområder ikke indgår i analyserne, men det antages, at den kan bibeholdes ved iværksættelse af arealrelaterede tiltag, som eksempelvis ekstensivering af landbrugsdrift i ådale. Dette vil ligeledes pege i retning af lavere samlede omkostninger.

En samlet oversigt over skønnet indsatsbehov i de tre scenarier er vist nedenfor, *jf. tabel 6.24.*

Tabel 6.24			
Skøn over behov for indsatser i de tre scenarier			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Vandløb (DVFI)			
Behov for arealudtag (ha)	63-102.000	23-34.000	6-10.000
Søer (chlorofyl/fosfor)			
P-reduktionsbehov (t P/år)	50-80	10-20	2-4
Marine områder (ålegræs/kvælstof)			
N-reduktionsbehov (t N/år)	15-25.000	6-11.000	1-200

I *tabel 6.25.* er vist en sammenfatning af omfanget af de forventede ekstensiverede arealer langs vandløb og i ådale, som indgår i scenarieregningerne.

Tabel 6.25			
Arealer forudsat ekstensiveret i scenarieanalyserne (ha)			
	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Vandløb	85.000	29.000	7.500
Søer	6.500	1.500	-
Marine områder	218.000	45.000	-
I alt (ha)	309.500	75.500	7.500

Det fremgår af tabel 6.25, at der kan forventes ekstensiveret et betydeligt areal, hvis de analyserede tiltag gennemføres. I scenarium 1 svarer omfanget af arealudtag til godt 10 pct. af det samlede landbrugsareal i Danmark, mens scenarium 2 og 3 svarer til henholdsvis omkring 3 pct. og 0,3 pct. af det samlede landbrugsareal. Til sammenligning kan nævnes, at der siden 1990'erne har været en nedgang i det samlede landbrugsareal på omkring 0,4 pct. årligt som følge af byudvikling, anlæg af veje mv.

Denne udvikling forventes at fortsætte, men udviklingen kan ikke forventes at erstatte mulige arealbaserede tiltag, fx udtagning af landbrugsjord, i forbindelse med implementering af vandrammedirektivet, da der formentlig vil være tale om forskellige arealtyper.

Ved arealudtag som led i gennemførelsen af direktivet må det forventes, at de mindst produktive landbrugsarealer ville kunne tages ud af drift først som følge af ekstensivering. Generelt vurderes randzoner langs vandløb og søer at have et lavere udbytte end det gennemsnitlige markudbytte, idet randzoner ofte anvendes som forager (forpløjning), påvirkes af hegn og andre beplantninger, er vandlidende langs vandløb og søer, har restriktioner på pesticidanvendelsen, mv. Endelig vurderes en eventuel ekstensivering af landbrugsjord at ville påvirke de mindre bedrifter uden udtagningsforpligtigelse økonomisk mere end de større bedrifter med udtagningsforpligtigelse.

De økonomiske konsekvensberegninger for vandløb, søer og marine områder er sammenfattet nedenfor. Såfremt beregningseksemplerne i analysen lægges til grund, kan omkostningerne anslås til i størrelsesordenen 953 mio. kr. - 1,9 mia. kr. årligt ved målfastsættelse svarende til scenarium 1, og omkring 116-460 mio. kr. årligt i scenarium 2. *Tabel 6.26.* nedenfor sammenfatter skøn over omkostningerne på baggrund af beregningseksemplerne i rapporten.

Tabel 6.26			
Sammenfatning af økonomiske konsekvensberegninger			
Mio. kr. pr. år	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Vandløb	16-50	8-21	1-4
Søer	6-79	1-16	-
Marine områder	931-1.745	107-423	1-2
I alt	953-1.874	116-460	2-6

Omkostningerne for alle drifts- og arealrelaterede virkemidler er opgjort som ændring i jordrenten. Formålet med opgørelse af ændret jordrente er at belyse effekten, som relaterer sig til den *landbrugsmæssige* anvendelse af jorden. Analyserne er foretaget med udgangspunkt i budgetkalkuler og regnskabsdata, idet ændringen fremkommer som forskellen i restindkomsten til jord i ”før” og ”efter” situationen. Dette muliggør også en adskillelse af jordrentebidraget til afgrødeproduktion og husdyrproduktion i analyserne. For de rent landbrugstekniske tiltag er denne fremgangsmåde rimelig entydig. For de arealrelaterede tiltag, eksempelvis udtagning af højbundsjord eller udlægning af udyrkede randzoner, kunne det i stedet overvejes, at basere jordrenteopgørelsen på observerede jordpriser, idet der i princippet vil være konsistens mellem den budgetøkonomiske jordrente og jordprisen.

Der er primært tre årsager til, at denne tilgang ikke er valgt i nærværende rapport. For det første vil anvendelse af jordprisen kun være retvisende, såfremt der reelt er tale om afståelse af brugsretten til jorden. Dette skyldes, at ejerskab til jorden også med-

fører andre brugsmuligheder ud over landbrugsdrift, fx jagtretten. Såfremt tiltaget eksempelvis alene omfatter ophør med landbrugsdrift, vil en jordrenteopgørelse baseret på jordpriser derfor føre til en overestimering af jordrentetabet. For det andet er det nødvendigt at kende landmandens interne kalkulationsrente og planlægningshorisont, hvis der skal foretages en omregning fra jordpriser (nutidsværdi) til jordrente (årlig værdi). For det tredje giver jordrenteopgørelser baseret på jordpriser ikke direkte information om produktionens sammensætning, inputforbrug og kapitalapparat. Det er derfor ikke muligt at opgøre jordrenten ud fra jordprisen, idet dette kræver rimelig høj detaljeringsgrad med hensyn til indtægter og omkostninger. Disse forhold taler for, at jordrenten beregnes ud fra historiske regnskabsdata og budgetkalkuler også for de arealrelaterede tiltag.

Handelsprisen på arealerne vil afspejle den fulde brugsværdi af jorden, dvs. landbrugsdrift, jagtrettigheder, mv. vil indgå i markedsprisen for arealet. Jordpriserne vil således være højere end jordrenten, som den er anvendt i analyserne i denne rapport, hvor udelukkende landbrugsmæssig drift indgår. Det anslås for ådalsjorde, at 60 til 90 pct. af jordprisen vil afspejle jordens landbrugsmæssige anvendelse, idet der dog er en betydelig variation.

Der kan angives et foreløbigt skøn over effekten på jordværdien af arealrelaterede tiltag, *jf. tabel 6.27.*

Tabel 6.27		
Oversigt over skønnet værdi på landbrugsjord før og efter ekstensivering		
Mia. kr.		
	Scenarium 1	Scenarium 2
Skønnet værdi baseret på handelspris på arealer før ekstensivering (fuld brugsværdi af jorden indgår i prisen)	27-47	6-11
Værditab ved ekstensivering	16-28	4-7
Skønnet nettoværdi af arealer efter ekstensivering (ved reduktion af værdi med 60 pct. som følge af ekstensivering)	11-19	2-4

En tidligere analyse fra DMU i 2004 viser et meget stort spænd i jordprisændringen ved ekstensivering af arealer fra ca. 10 pct. til 90 pct. Gennemsnitlig er der sket en reduktion i jordprisen på ca. 60 pct. Der anvendes i beregningerne en hektarpris for lavbundsjord på 60.000 kr./ha og et interval for højbundsjord på 100-200.000 kr./ha svarende til jordpriserne anvendt i en tidligere analyse fra DMU i 2004. Den øvre del af dette interval ligger noget højere end hektarpriserne for de hidtidige naturgenopretningsprojekter, men er valgt med henblik på at afspejle en forventning om stignende jordpriser ved øget ekstensivering af landbrugsarealer. Det antages ligesom i analysen fra 2004, at 35 pct. af de udtagne arealer er lavbund.

6.5 Vurdering af synergier

Der kan være betydelig synergi mellem forskellige virkemidler fx udtag af ådalsarealer/etablering af vådområder af hensyn til vandløbskvalitet og kvælstof- og/eller fosforreduktion, men kun hvis ådalsarealerne ligger opstrøms det vandområde, der har behov for næringsstoffjernelse. Ligeledes vil værdien af synergien blive reduceret, hvis ådalsudtagningen medfører opfyldelse ud over behovet i forhold til et nedstrømsliggende vandområde.

De følgende betragtninger er helt generelle, og mere nøjagtige muligheder for synergieffekter kan kun udarbejdes i konkrete oplande til vandområder.

Scenarium 1

Det må forventes, at der vil være et behov for reduktion/forbedringer i forhold til stort set alle marine områder, ca. 2/3 af søerne og ca. halvdelen af vandløbene (heri indregnet stærkt modificerede vandløb og vandløb, som forventes omfattet af undtagelsesbestemmelser). Landbrugsoplandet til de marine områder er tidligere anslået til 70 pct. af det totale landbrugsareal.

Det må derfor forventes, at gennemførelse af scenarium 1 vil betyde, at de arealer, der udtages af hensyn til forbedring af vandløbenes tilstand, også kan indgå som virkemiddel i forhold til en opfyldelse af målene for de marine områder. Der kan i visse områder være en større effekt på kvælstoffjernelsen fra vandløbsprojekter end nødvendigt af hensyn til opfyldelse af den marine målsætning.

Samlet kunne et bud på synergien mellem vandløbsforbedring og kvælstoffjernelse være i størrelsesordenen 50 pct., det vil sige halvdelen af det antal ha, som skal udtages for at forbedre tilstanden i vandløb, vil også kunne give effekt i forhold til målopfyldelse i marine områder. Dertil kommer, at vandløbstiltag også vil reducere fosfortilførslen til kystvande, hvilket for de mest lukkede områder også kan have en forbedrende effekt.

Søoplandene udgør ca. 25 pct. af det danske areal. Et bud på synergieffekter mellem vandløbsforbedringer og fosforreduktion af hensyn til at opnå målene for søer i scenarium 1 vil være 15-20 pct. af arealerne, der udtages som forbedring af vandløbsforhold, ligger opstrøms en sø. For søer, som er eller kan blive kvælstofbegrænsede, vil vandløbstiltag også kunne have en forbedrende effekt.

Scenarium 2

Det må forventes, at der skal ske en vis reduktion i kvælstoftilførslen til en del kystområder for at opfylde scenarium 2. For vandløbene er det estimeret, at der skal ske forbedringer på ca. 25 pct. af de målsatte strækninger.

Forskelle i vandløbenes tilstand regionalt vil kunne spille en større rolle, idet indsatsen for forbedringer i vandløbene næppe vil være så jævnt fordelt over landet som i scenarium 1. Det betyder, at i nogle områder vil vandløbsforbedringer bidrage med

en større kvælstoffjernelse end nødvendigt af hensyn til målopfyldelse i kystområder, og i andre områder vil det være nødvendigt med supplerende virkemidler.

Synergien mellem vandløbsforbedringer og kvælstoffjernelse vil formentlig være betydeligt mindre end i scenarium 1, og skønsmæssigt i størrelsesordenen 10-20 pct. af de udtagne arealer af hensyn til vandløbsforbedringer vil kunne bidrage til målopfyldelse i kystområder. Tilsvarende vil reduktion i fosfor til kystområderne være betydelig mindre end i scenarium 1.

Som nævnt i afsnittet om søscenarierne er det overordentlig vanskeligt at estimere, hvor mange søer, der ikke vil opfylde kravene i scenarium 2. Såfremt det antages, at der er et reduktionsbehov for 15-20 pct. af søerne i scenarium 2, vil mindre end 5 pct. af de udtagne arealer som følge af forbedringer af vandløbene samtidig kunne bidrage til en reduktion af fosfortilførslen til søer, hvor målet i scenarium 2 ikke kan nås.

Scenarium 3

Reduktions- og forbedringsbehovene for såvel vandløb, søer som kystområder er så små, at det er tilfældigheder, som vil afgøre, om der kan være en synergieffekt.

Ovenstående betragtninger anses ikke for at være af en karakter, så der kan regnes egentlige omkostningsscenarier, hvor synergien inddrages. Betragtningerne kan imidlertid illustrere, at der er væsentlig forskel i synergien i de 3 forskellige scenarier, og at den for scenarium 2 formentlig vil være af begrænset betydning. Dermed anses de omkostningsestimater, der er lavet for scenarium 2, som en rimelig rettesnor for omkostningerne ved at implementere dette scenarium.

Bilag 1. Kommissorium til opfølgning på regeringsgrundlag: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø

Som opfølgning på punktet ”Langsigtet indsats for bedre vandmiljø” i regeringsgrundlaget Nye mål nedsættes et udvalg med deltagelsen af Finansministeriet, Fødevareministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet og Økonomi- og Erhvervsministeriet, under Finansministeriets formandskab.

Opgave

Udvalget har til opgave at:

- Bidrage til at Danmark på en omkostningseffektiv måde kan gennemføre vandrammedirektivet.
- Gennemføre analyser af forskellige virkemidlers miljø- og omkostningseffektivitet.
- Opstille et antal scenarier (på basis af en række forskellige forudsætninger), der kan belyse omkostningerne ved implementeringen af direktivet, bl.a. under hensyntagen til direktivets undtagelsesbestemmelser.
- I opstillingen af scenarierne inddrages effekterne af de eksisterende reguleringer.

Baggrund:

Vandrammedirektivet indebærer, at der senest d. 22. december 2008 skal foreligge et udkast til vandplaner, hvori der skal foreslås en række bindende mål for miljøtilstanden i danske vandløb, søer og kystområder. Direktivets udgangspunkt er, at hovedparten af vandområderne skal leve op til god økologisk tilstand inden 2015.

EU-Kommissionen vil den 22. december 2006 fastlægge nærmere konkrete retningslinjer for, hvornår et vandområde lever op til god økologisk tilstand for at sikre ensartede normer i medlemslandene.

De endelige vandplaner skal foreligge senest december 2009. Medlemsstaterne skal derfor senest i 2009 udarbejde vandplaner, som dels fastlægger bindende miljømål, herunder hvilke vandområder som skal opfylde god økologisk tilstand, dels fastlægger hvilke vandområder, der skal omfattes af direktivets undtagelsesbestemmelser. Vandplanerne skal beskrive rammerne for de indsatser, der er nødvendige for at nå målene.

Medlemslandene vurderes at være bundet af direktivets målsætning om opnåelse af ”god tilstand” for alle vandområder inden 2015 og er forpligtet til at efterkomme

Kommissionens fastlæggelse af definitionen på ”god tilstand” og præciseringen af de øvrige normative definitioner.

Danmark vil derfor være forpligtet til at tilpasse nationale vurderingskriterier til de fælles talværdier, som fastsættes af Kommissionen, efter at interkalibreringsprocessen er afsluttet. Bliver resultatet af denne proces, at Kommissionen skærper vurderingskriterierne i forhold til den danske målestok, er Danmark forpligtet til at opjustere de nationale kriterier i overensstemmelse med de fastsatte fællesværdier.

Viser processen derimod, at Danmark anvender kriterier, der er skrapere end de fælles talværdier, er det nødvendigt at nedjustere den danske målestok, så den passer til den skala, som er fastsat for Danmarks økoregion.

Direktivet vil imidlertid ikke være til hinder for, at medlemsstaterne indfører eller opretholder strengere miljømæssige krav til egne vandområder, end de der er angivet af Kommissionen. Sådanne krav vil dog efter omstændighederne skulle kvalificeres som krav om ”høj tilstand” og ikke ”god tilstand”.

Det endelige omfang af Danmarks forpligtelser kan således ikke fastlægges, før Kommissionen offentliggør resultaterne og udfaldet af interkalibreringen i december 2006.

Det følger endvidere af direktivet, at fristen for opfyldelse af direktivets miljømål om ”god tilstand” kan fraviges under visse omstændigheder. Fristen kan f.eks. udskydes til 2027, hvis behovet for forbedringer er så store, at de af tekniske årsager kun kan gennemføres i faser og derved overskrider tidsplanen, eller hvis det vil være forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger at færdiggøre foranstaltningerne inden 2015, eller hvis de naturlige forhold ikke muliggør en rettidig forbedring af vandforekomstens tilstand.

Der kan desuden under særlige betingelser fastsættes mindre strenge mål for konkrete vandforekomster (overfladevand eller grundvand), hvis de pågældende områder er så påvirkede af menneskelige aktiviteter, at det vil være uoverkommeligt eller urimeligt dyrt at opfylde miljømålene.

Virkemidler:

En ikke uvæsentlig del af direktivforpligtelsen må vurderes sikret som følge af vandmiljøplanerne I-III. Det må desuden vurderes, om der vil være behov for en række yderligere initiativer. Det gælder f.eks. initiativer til fysisk genopretning af vandløb (primært gennem reduceret vandløbsvedligeholdelse), til spildevandsrensning samt initiativer til yderligere begrænsning af udledning af kvælstof og fosfor fra landbruget. Følgende virkemidler kan umiddelbart være relevante i forbindelse med vandrammedirektivet:

- Økonomiske virkemidler som afgifter og omsættelige kvoter samt regulering af de frivillige tilskudsordninger.
- Teknologiske virkemidler (f.eks. gylleseparering, forbrænding etc.).
- Gødningsrelaterede virkemidler, som omfatter krav til nitratudvaskning, ammoniakfordampning og fosfortab (fortsættelse af VMP III).
- Arealrelaterede virkemidler, som omfatter udtagning af ådale/omdriftsarealer, skovrejsning, etablering af vedvarende græs/bræmmer, krav om efterafgrøder mv.

Der vil især blive lagt vægt på de økonomiske virkemidler.

For de enkelte virkemidler skal de miljømæssige og økonomiske effekter vurderes. Med udgangspunkt i eksisterende reguleringer og det faglige grundlag for VMP III, skal der redegøres for de samfundsøkonomiske, erhvervsøkonomiske, statsfinansielle og EU-retlige konsekvenser, samt opstilles forslag til finansiering af eventuelle merudgifter.

Vandrammedirektivet indeholder undtagelsesbestemmelser, jf. ovenfor, der giver mulighed for at fravige målkraevne om god økologisk tilstand, hvis f.eks. omkostningerne er urimeligt høje i forhold til gevinsterne. Belysning af gevinsterne er derfor centralt for at kunne vurdere om dette er opfyldt. Der vil derfor kunne være behov for nye værdisætningsstudier eller brug af eksisterende værdisætningsstudier (benefit transfer), der er i stand til at sætte pris på gevinsterne.

Der vil dermed samlet set være behov for omkostningseffektivitetsanalyser af gennemførelse af vandrammedirektivet, samt cost-benefit-analyser vedrørende udvalgte lokaliteter, med henblik på om disse lokaliteter bør omfattes af undtagelsesbestemmelserne.

Opfølgning

Udvalgets anbefalinger af omkostningseffektive virkemidler danner grundlag for beslutninger om den videre implementering af vandrammedirektivet.

Proces

Udvalgets arbejde vil blive forelagt Økonomiudvalget første gang i god tid inden den endelige afrapportering i 2006.

Det endelige omfang af Danmarks forpligtelser kan, jf. ovenfor, ikke fastlægges, før Kommissionen offentliggør resultaterne og udfaldet af interkalibreringen i december 2006 – og dermed efter udvalgets endelige afrapportering.

I forbindelse med udarbejdelse af de foreløbige vandplaner i 2008, vil der i 2007/2008 samtidig blive udarbejdet et samlet skøn over omkostningerne ved at skulle leve op til de endelige forpligtelser under forudsætning af, at de mest omkostningseffektive virkemidler anvendes. Der er endnu ikke taget stilling til de nærmere detaljer herom.

Bilag 2. Dansk indmelding til EU-interkalibrering

Tabel					
Recommendations of Denmark for ecological status classification					
Biological quality element	Monitoring system or method	Inter-calibration sites	Reference conditions	High/good boundary	Good/moderate boundary
Rivers					
Benthic Macro-invertebrates, composition and abundance	Danish Stream Fauna Index	All river water bodies			Boundary between class 4 and 5
Lakes					
Phytoplankton, biomass	Chlorophyll <i>a</i> concentration (growth season)	Deep lakes, LCE-1			12 - 15 µg/l
		Shallow lakes, LCE-2			22 - 28 µg/l
Coastal waters					
Angiosperms, abundance	Depth limit of <i>Zostera marina</i>	Northern Sound	7.7 m	To be decided by September 2006	25-30 % deviation from reference value
		Northern Kattegat	9.5 m		
		Outside Aarhus Bay	8.6 m		
		North of Funen	9.4 m		
		Faxe Bay	6.7 m		
		Hjelm Bay	9.4 m		
					(5.8 - 5.4 m)
					(7.1 - 6.7 m)
					(6.5 - 6.0 m)
					(7.1 - 6.6 m)
					(5 - 4.7 m)
					(7.1 - 6.6 m)
Macroalgae, abundance	Coverage	All coastal water bodies	To be decided by September 2006	To be decided by September 2006	To be decided by September 2006

Tabel						
Recommendations of Denmark for ecological status classification						
Biological quality element	Monitoring system or method	Inter-calibration sites	Reference conditions	High/good boundary	Good/moderate boundary	
Phytoplankton, biomass	CNE GIG: Chlorophyll <i>a</i> summer mean concentration, (March - September), 90 percentile	The Wadden Sea Outside the Wadden Sea (German Bight)	4 µg/l	5 µg/l	7.3 - 8.8 µg/l	
			2 µg/l	3 µg/l	3.4 - 4.0 µg/l	
			1.5 µg/l	1.7 µg/l	1.7 - 4.0 µg/l	
	CBA GIG: Chlorophyll <i>a</i> summer mean concentration (May - September), arithmetic	Skagerrak - Hirtshals	Northern Kattegat Outside Aarhus Bay North of Funen	1.4 µg/l	1.5 µg/l	
				1.2 µg/l	1.3 µg/l	1.7 - 2.6 µg/l
				0.9 µg/l	1.1 µg/l	
						1.5 - 1.9 µg/l
						1.6 - 3.1 µg/l
Benthic Macro-invertebrates, composition and abundance	DKI index values	CNE GIG: Type 8 water bodies		0.80	0.63	
				0.69	0.37	
		CBA GIG: Type B12 water bodies				