

Miljøstyrelsen

Enhedsomkostninger og forureningsbegrænsning ved forskellige miljøforanstaltninger

Katalog til brug for overordnede
tekniske og økonomiske vurderinger
i forbindelse med Vandrammedirektivet

Marts 2006

Miljøstyrelsen

Enhedsomkostninger og
forureningsbegrænsning ved
forskellige
miljøforanstaltninger

Katalog til brug for overordnede
tekniske og økonomiske vurderinger
i forbindelse med Vandrammedirektivet

Marts 2006

Udarbejdet	ABH, MMS, GGN
Kontrolleret	DVE, JIJ, HHR, GGN
Godkendt	ABH

Indholdsfortegnelse

Generel beskrivelse af kataloget	3
1 Baggrund	4
2 Brug og begrænsning af kataloget	5
3 Opbygning af kataloget	7
4 Generelt om beregningsforudsætninger	9
4.1 Priseniveau	9
4.2 Organisk stof angives som BI5 modificeret	9
5 Anvendte økonomiske begreber	10
5.1 Generelle økonomiske nøgletal	11
5.2 Direkte og indirekte effekter og omkostninger	15
5.3 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger	17
5.4 Anvendelse af omkostningsværdierne	18
6 Metode til bestemmelse af mest omkostningseffektive foranstaltninger	20
6.1 Overordnet metodebeskrivelse	21
6.2 Typer af problemer og foranstaltninger	22
6.3 Effekter ved en foranstaltning	24
6.4 Omkostninger ved foranstaltninger	24
6.5 Beregning af omkostning for en given foranstaltning	27
6.6 Analyse af omkostningseffektivitet	28
6.7 Screening af om omkostninger er disproportionale	29
7 Eksempel: Arreskov Sø i Fyns Amt	32
7.1 Baggrund mv.	32
7.2 Målsætninger lokale og globale	33
7.3 Baggrund om vandområdet	33
7.4 Mulige foranstaltninger	36
7.5 Omkostninger ved foranstaltninger	37
7.6 Omkostningseffektivitet	41
Diffuse kilder/Arealpåvirkning	46
8 Jordbrug	48
8.1 Driftsmæssige foranstaltninger	48
8.2 Produktionsreguleringer	57
8.3 Arealanvendelse/ændringer	58
8.4 Okkerbekæmpelse	63

9	Grundvand	66
9.1	Nedsat/ændret vandindtag	66
9.2	Kunstig infiltration for grundvandsdannelse	69
9.3	Indskrænkning i arealanvendelse	70
10	Referencer - Diffuse kilder/Arealpåvirkning	73
	Punktkilder	75
11	Spildevandsudledninger	77
11.1	Ukloakerede ejendomme/områder	77
11.2	Kloakerede områder	80
11.3	Kommunale/fælles renseanlæg	85
11.4	Udledninger fra industrier m.v.	89
12	Regnvandsbetingede udledninger	94
12.1	Overløb, reduktion af vandmængder	94
12.2	Overløb, lokal rensning	98
12.3	Regnvand, reduktion af udledt mængde	101
12.4	Regnvand, lokal rensning	103
13	Dambrug	107
13.1	Baggrund	107
13.2	Beregnete udledninger	108
13.3	Driftsmæssige foranstaltninger	108
13.4	Produktionsregulering	110
13.5	Rensning af afløbsvand	113
14	Udsivning fra deponier og forurenede grunde	116
14.1	Udsivning fra deponier og forurenede grunde	116
15	Litteratur - Punktkilder	122
	Naturgenopretning / Restaureringer / Morfologiske påvirkninger	124
16	Vandløb og søer	126
16.2	Biologisk restaurering	128
16.3	Fysisk restaurering	134
16.4	Ændret vandføring/opholdstid	147

Generel beskrivelse af kataloget

1 Baggrund

I forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet skal der gennemføres en del overordnede økonomiske overvejelser for at finde de mest hensigtsmæssige og kost-effektive løsninger for opfyldelse af målsætningerne for vandforekomsterne. Disse løsninger skal indarbejdes i overordnede indsatsprogrammer for vanddistrikterne. Ved den senere gennemførelse af indsatsprogrammerne bør der foretages mere detaljerede overvejelser inden de enkelte foranstaltninger udføres, for at verificere at de foreslåede foranstaltninger stadig er de mest kost-effektive.

De foranstaltninger der skal gennemføres er af meget forskellig karakter. Det vil derfor være et stort og krævende arbejde for medarbejdere i vanddistrikterne at finde relevante prisoverslag og oplysninger om forventelige reduktioner af udledningen af forurenende stoffer eller lignende for de enkelte typer af foranstaltninger.

Kataloget er udarbejdet for at lette dette arbejde og bidrage til en mere ensartet vurdering af omkostninger og effekt af mulige foranstaltninger i forbindelse med de indledende økonomiske vurderinger for valg af foranstaltninger til indsatsprogrammerne. Det angivne talmateriale er baseret på eksperter's aktuelle viden om foranstaltningerne generelt. Der er således tale om generelle overordnede gennemsnitsbetragtninger, som alene kan bruges til indledende vurderinger af strategier for opfyldelse af vandrammedirektivets målsætninger. Men selv ved disse overordnede vurderinger, bør der altid foretages en vurdering af, om der skal justeres i overslagene på grund af lokale forhold.

Kataloget er udarbejdet af Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen med assistance fra COWI, Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Fødevarerøkonomisk Institut (FØI), der har bidraget tal, noter og kommentarer. Kataloget vil regelmæssigt blive ajourført på basis af tilbagemeldinger om erfaringer og seneste udvikling i pris og teknik.

2 Brug og begrænsning af kataloget

Kataloget er kun ment til brug for overordnede samlede økonomiske og strategiske overvejelser, bl.a. i forbindelse med opstilling af forslag til mest kost-effektive indsatsprogrammer.

Inden de enkelte foranstaltninger gennemføres, bør disse underkastes mere detaljerede overvejelser og vurderinger baseret på oplysninger om specifikke lokale forhold. I den forbindelse vil kataloget kunne bruges til at kontrollere om man for den pågældende foranstaltning ligger indenfor "normalområdet", eller om der bør foretages en revurdering af anvendelsen af foranstaltningen eller de forventelige konsekvenser.

Kataloget er ikke fyldestgørende, men angiver alene hovedtal for økonomi og forventelig forureningsbegrænsning for udvalgte hovedtyper af foranstaltninger. De valgte hovedtyper af foranstaltninger er dem der umiddelbart vurderes at blive de mest almindeligt anvendte ved implementeringen af Vandrammedirektivet.

Katalogets priser og angivelser af konsekvenser ved de forskellige foranstaltninger er meget generelle og må ikke opfattes som endegyldige eller fyldestgørende for økonomi og konsekvenser. Oplysningerne er alene en hjælp til at få en førstehånds indikation af størrelsesordenen, hvilket kan bruges til en overordnet planlægning for at finde de mest kost-effektive løsninger, men kan ikke bruges til budgetlægning.

Katalogets skemaer indeholder en del tomme felter, hvilket kan skyldes flere forhold: - Oplysningen/nøgletallet kan være uden relevans for den pågældende foranstaltning, - der er ingen eller utilstrækkelig dokumentation til at kunne udfylde den pågældende rubrik meningsfyldt eller - der er så mange forskellige forhold der har stor betydning for tallet at det ikke vil være forsvarligt at angive værdier for den pågældende foranstaltning.

Kataloget vil jævnligt blive opdateret med såvel nye priser som ny viden om forureningsreduktion. Dato for sidste gennemgribende ajourføring vil fremgå af forsiden af kataloget mens prisniveau, afgiftsniveau m.v. vil fremgå af afsnittet om beregningsforudsætninger.

Katalogets primære indgang er kildetyper og relaterede foranstaltninger. Disse beskrives indenfor to hovedgrupper: Økonomiske forhold og forureningsreduktion.

- Foranstaltninger, for eksempel
 - Ændret jordbrugsdrift
 - Øget rensning af spildevand
 - Biologisk restaurering

- Økonomi, for eksempel
 - Direkte anlægsudgifter
 - Direkte driftsomkostninger
 - Indirekte udgifter
 - Teknisk levetid

- Konsekvenser/forureningsreduktion, for eksempel:
 - Reduktion i udledte stofkoncentrationer/mængder
 - Forøgelse af fiskefauna
 - Reduktion i nedsivning til grundvandet
 - Forøgelse af biodiversitet

3 Opbygning af kataloget

Kataloget er opbygget med et indledende afsnit om generelle økonomiske nøgletal og beregningsmetoder efterfulgt af afsnit om hver hovedtype af foranstaltninger. Disse afsnit består af en kort tekst og skemaer med enhedstal samt kommentarer hertil.

Under hvert skema er angivet en række kommentarer og kildehenvisninger for de oplysninger, der findes i skemaet. Disse kommentarer m.v. kan bruges til at søge uddybende oplysninger eller bruges som støtte, hvis der ønskes at afvige fra de i skemaerne angivne værdier.

Kataloget er inddelt i afsnit efter hovedtyper af foranstaltninger. For hver hovedtype af foranstaltning er der angivet en række typiske foranstaltninger. Af hensyn til overskueligheden og for at gøre den løbende revision af kataloget overkommelig er der ikke medtaget særlige eller specielle foranstaltninger. Antallet af typiske foranstaltninger er søgt begrænset til under 120.

For hver foranstaltning er angivet økonomiske enhedspriser samt forventelig reduktion i udledning af udvalgte forurenende stoffer eller, hvis dette ikke er relevant, en anden parameter for den forventelige effekt af foranstaltningen (biodiversitet, fiskefauna, makrofytter etc.).

Kataloget er inddelt efter tre hovedtyper af foranstaltninger:

1. Diffuse kilder/Arealpåvirkning
2. Punktkilder
3. Naturgenopretning/restaurering

Disse hovedtyper er underinddelt efter følgende princip. For hvert emne kan der i kataloget findes nøgletal og noter til de mest almindelige foranstaltninger under de enkelte emne.

- **Diffuse kilder/Arealpåvirkning**
 - **Jordbrug**
 - Driftsmæssige foranstaltninger
 - Produktionsreguleringer
 - Arealanvendelse/ændringer
 - Okkerbekæmpelse

- **Grundvand**
 - Nedsat/ændret vandindvinding
 - Kunstig infiltration for grundvandsdannelse
 - Indskrænkning i arealanvendelse
- Punktkilder
 - **Spildevandsudledninger**
 - Ukloakerede ejendomme
 - Kloakerede områder
 - Kommunale/fælles renseanlæg
 - Udledninger fra industri m.v.
 - **Regnvandsbetingede udledninger**
 - Overløb, reduktion af vandmængder
 - Overløb, lokal rensning
 - Regnvand, reduktion af udledte vandmængder
 - Regnvand, lokal rensning
 - Regnvand, forsinkelse af udledning
 - **Dambrug**
 - Driftsmæssige foranstaltninger
 - Produktionsregulering
 - Rensning af afløbsvand
 - **Udsivning fra deponier og forurenede grunde**
- Naturgenopretning/Restaureringer/Morfologiske påvirkninger
 - **Vandløb og søer**
 - Biologisk restaurering
 - Fysisk restaurering
 - Ændret vandføring/opholdstid

4 Generelt om beregningsforudsætninger

4.1 Prisniveau

Alle overslag er angivet for det prisniveau, der var gældende ved udgangen af år 2004.

De budgetøkonomiske overslag indeholder ikke moms.

Ved opstilling af de velfærdsøkonomiske overslag er taget hensyn til en moms på 25 %.

4.2 Organisk stof angives som BI5 modificeret

Alle angivelser af BI5-belastninger og reduktioner er angivet som BI5 modificeret med mindre andet er angivet.

Dette betyder bl.a. at mængden af BI5 pr PE (person ækvivalent) angives til 53 gram pr dag, mens der almindeligvis tales om 60 gram BI5 (umodificeret) pr dag pr PE. Begrundelsen for at anvende BI5 modificeret er at stort set alle udløbskrav og analyseresultater fra renseanlæg og andre udløb er opgjort som BI5 modificeret.

5 Anvendte økonomiske begreber

Generelt angives to priser for de omkostningsmæssige effekter:

- Budgetøkonomisk
(privat- eller virksomhedsøkonomisk eller offentlig budgetomkostning)
- Velfærdsøkonomisk
(den samfundsøkonomiske omkostning)

Den overordnede definition på hvad der er indeholdt i de to hovedtyper følger Miljøministeriets vejledning i samfundsøkonomiske analyser¹, se også Finansministeriets generelle vejledning i samfundsøkonomiske analyser².

Budgetøkonomi

De budgetøkonomiske omkostninger dækker over de omkostninger den gennemførende aktør har ved gennemførelse af foranstaltningen. Er det et landbrug er det de omkostninger som landmanden påføres. Er der flere aktører, som har udgifter, er her medtaget den samlede udgift. Opsplitning på hvem, der afholder hvad, er så medtaget i de tilhørende noter.

Velfærdsøkonomi

Den velfærdsøkonomiske omkostning tager udgangspunkt i priser som afspejler den samlede velfærdsændring for samfundet som helhed, og måles i befolkningens betalingsvilje som den udtrykkes i markedspriser eller i værdisætningsundersøgelser for ikke markedsomsatte goder. I det følgende afsnit præsenteres en række af de væsentligste forhold, hvor velfærdsøkonomiske priser afviger fra de budgetøkonomiske, for eksempel, nettoafgiftsfaktor, skatteforvridning mv. I praksis vil den (samfund) velfærdsøkonomiske analyse af de mulige foranstaltninger således tage udgangspunkt i de budgetøkonomiske priser modificeret med bl.a. de ovenfor nævnte forhold. Der skal ikke her redegøres for alle detaljer i den velfærdsøkonomiske beregning. Et af formålene med dette katalog er at præsentere de resulterende priser og kun i det omfang at brugen af de velfærdsøkonomiske priser og omkostninger kan medføre væsentlige misfor-

¹ Møller F., Andersen S. F., Grau P., Huusom H., Madsen T., Nielsen J. & Strandmark L. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. 464s.

²Finansministeriet (1999), Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. <http://www.fm.dk/1024/visPublikationesForside.asp?artikelID=2628>

ståelser medtager noterne en mere uddybende præsentation af de enkelte omkostninger og de bagvedliggende forudsætninger.

5.1 Generelle økonomiske nøgletal

Der anvendes ved velfærdsøkonomiske vurderinger en række forudsætninger og nøgletal. Disse kan variere med tiden og der kan være forskellige vurderinger af hvilke størrelser der bør bruges. Nedenfor gives en oversigt over de almindeligst brugte nøgletal samt anbefalede værdier og henvisninger til hvor tallene kan findes.

Der er følgende generelle nøgletal som er eller kan være relevante:

- Diskonteringsfaktor eller rente
 - Forrentningsfaktor for kapital
- Nettoafgiftsfaktor
 - Indenlandsk
 - Udenlandsk
- Skatteforvridningsfaktor

Tabel 5-1 Generelle økonomiske nøgletal

Nøgletal	Aktuel værdi	Bemærkning	Kilde
Kalkulationsrente	3 %	Der bør laves følsomhedsberegning med 6 %	MIM vejledning i projektøkonomi
Forrentningsfaktor for kapital	6 %	Anvendes når omkostningen er en investering	MIM vejledning i projektøkonomi
Nettoafgiftsfaktor			
Indenlandske mellemprodukter og produktionsfaktorer	1,17	Anvendes for mellemprodukter og produktionsfaktorer	Finansministeriet
Internationalt handlede mellemprodukter og produktionsfaktorer	1,25	Anvendes for mellemprodukter og produktionsfaktorer	Finansministeriet
Skatteforvridningsfaktor	1,20	Anvendes, hvis investering er skattefinansieret	Finansministeriet

5.1.1 Kalkulationsrente (Diskonteringsfaktor)

Som kalkulationsrente (diskonteringsfaktor) benyttes som udgangspunkt den faktor som Miljøministeriet anbefaler. Den er p.t. 3 % p.a. Hvis foranstaltningen omfatter en anlægsinvestering skal der foretages en korrektion.

I forhold til bestemmelsen af værdien af en anlægsinvestering anvendes en forrentningsfaktor for kapital. Forrentningsfaktoren på kapital udtrykker det krav man normalt stiller til afkastet af en investering. Der henvises til Miljøstyrelsens vejledning for en uddybende forklaring. Nedenfor er angivet, hvordan man i praksis inddrager forrentningsfaktoren.

FK: Forrentningsfaktor for kapital i %

AK: Alternativ afkastrate i %

KR: Kalkulationsrentefod i rent tal.

L: Anlæggets tekniske levetid i antal år

$$FK = \frac{AK}{KR} \left(1 - \frac{1}{(1 + KR)^L}\right) + \left(\frac{1}{(1 + KR)^L}\right)$$

Anlæggets investeringsomkostning ganges med denne forrentningsfaktor, hvor de aktuelle værdier af AK er 6 % og KR 3 %. L afhænger af det konkrete anlægs levetid og derfor skal faktoren beregnes for hvert anlæg, hvis levetiden er forskellig. Resultatet bliver en årlig forrentning af investeringen som kan indgå i beregningen af de samlede årlige omkostninger.

Forrentningsfaktoren anvendes i de tilfælde, hvor man må antage at alternativet til den anlægsinvestering man konkret skal regne på er en anden investering. Er der tale om at alternativet til investeringen er forbrug, skal faktoren ikke anvendes.

Tidshorizont

Tidshorizonten i analysen afhænger af levetiden for de foranstaltninger der vurderes. Ved beregning af nutidsværdier skal tidshorizonten for alle foranstaltninger være den samme. Det betyder at en investering med kort levetid skal gentages så mange gange som nødvendigt for at dække samme periode som den foranstaltning med længst levetid.

For anlæg gælder at der anvendes levetider for de enkelte anlægskomponenter efter konkret vurdering. Typiske levetider er angivet i nedenstående tabel.

Tabel 5-2 Eksempler på levetider³

Anlægskomponent	Levetid (år)
Bygninger	50
Afløbsledninger	75-100
Forsinkelsesbassiner	50
Pumpestationer	20
Bygningsdele på rensningsanlæg	50
Maskin- og elinstallationer på rensningsanlæg	20
SRO-udstyr på rensningsanlæg	10
Naturgenopretning	200 - 1000

Hvis man beregner annuierede årlige omkostninger, hvor investeringsomkostninger er fordelt over tid som en annuitet vil gen-investeringsproblemet ikke opstå. For mange af de foranstaltninger som er relevante i forhold til fx landbruget gælder at omkostningerne relaterer sig til en ændret produktion og her opgøres omkostningerne naturligt som årlige ændringer i produktionsværdi.

Det anbefales at benytte annuierede årlige omkostninger.

5.1.2 Nettoafgiftsfaktor

Ved beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger anbefales det at bruge markedspriser. De vil generelt give det bedste billede af den velfærdsøkonomiske omkostning.

Hvis produktionsfaktorer og mellemprodukter indgår i omkostningsberegningen, bør der tillægges en gennemsnitlig afgift af disse aktiviteter, selvom der budgetøkonomisk ikke indregnes moms mv. Der kompenseres således for at pengene kunne have været brugt til aktiviteter/produktion som havde udløst moms m.v. Det sker ved at multiplicere med den såkaldte nettoafgiftsfaktor. Denne faktor er p.t. 1,17 for danske produkter. Denne faktor på 1,17 er brugt generelt i kataloget, idet det antages at samtlige investeringer vedrører produkter med danske produktionsfaktorer. Anvendes udenlandske mellemprodukter er faktoren 1,25 for disse.

I kataloget er de velfærdøkonomiske omkostninger angivet, dvs. nettoafgiftsfaktoren er taget med i beregningen. Da det er en faktor som ikke normalt ændrer sig, vil det derfor kun undtagelsesvis være nødvendigt at fortage en justering af de angivne tal.

Der henvises til Miljøministeriets vejledning i samfundsøkonomiske vurderinger af miljøprojekter for yderligere metodologisk diskussion om nettoafgifts-

³ Dansk Vand- og Spildevandsforening, DANVA. Registrering af fysiske aktiver på det kommunale vand- og spildevandsområde. 2003.

faktorer, mens oplysninger om aktuelle værdier af nettoafgiftsfaktorerne indhentes hos Finansministeriet.

Eksempelboks: Nettoafgiftsfaktor

Nettoafgiftsfaktoren er et teknisk begreb som dækker en betragtning om værdien af alternative anvendelser af samfundets ressourcer. Det kan bedst forklares med et eksempel.

Udgangspunktet er at når en forbruger køber en varer har varen en værdi for forbrugeren på mindste det hun/han har betalt for varen. Ellers ville forbrugeren ikke købe den pågældende varer. Hvis en række forbrugere køber varer for 1.250.000 kr. har disse en værdi på dette beløb. For producenten vil omkostningerne til denne produktion have været på 1.000.000 kr. Som en illustrativ forsimpning tænkes at produktionsomkostningerne har bestået i et 10.000 timers arbejdsinput som er aflønnet med 100 kr. pr. time.

Nu tænker vi os, at vi skal lave et overslag på omkostningerne til et lille renseanlæg, der blandt andet kræver et arbejdskraftinput på 10.000 timer og hvor arbejdskraften aflønnes med 100 kr. i timen. Umiddelbart vil et prisoverslag give en omkostning på 1.000.000 kr..

Hvis de 10.000 timer var blevet anvendt til at producere forbrugsvarer i stedet ville værdien være større, således som beskrevet ovenfor. Ved en sådan anvendelse ville disse timer kunne producere varer for 1.000.000 kr., idet vi ser bort fra alle

5.1.3 Skatteforvridningsfaktor

Hvis der er omkostninger som finansieres via generelle skatter skal den såkaldte skatteforvridningsfaktor medregnes. Den udtrykker, at der er omkostninger ved at opkræve skatter. Omkostningen består primært i at der sker i række forvridninger i økonomien. For eksempel antages indkomsts-katten at reducere udbudet af arbejdskraft, hvilket fører til en mindre økonomisk aktivitet i samfundet.

Faktoren er p.t. sat til 1,20 dvs. en skattefinansieret omkostning forhøjes med denne faktor. Det offentlige kan vælge at lade brugerne betale for projektet gennem brugerbetaling. Det kan ikke afklares entydigt, om bruger- og gebyrfinansiering giver anledning til et forvridningstab, idet det afhænger af udformningen af brugerbetalingen. Hvis forbrugeren har et reelt valg (fx ved at kunne nedsætte sin brug og tilhørende betaling af en ydelse) og hvor prisen til en vis

grad må antages at afspejle den reelle værdi for den pågældende ydelse, antages det, at der ikke skal medtages et skatteforvridningstab⁴.

De fleste af de relevante foranstaltninger under punktkilder må forventes at være brugerfinansierede via kloakforsyningen og skal i disse tilfælde ikke forhøjes med en skatteforvridningsfaktor. Hvorvidt der skal for øvrige typer foranstaltninger skal medtages skatteforvridning må afhænge af en konkret vurdering.

I praksis vil der i de fleste tilfælde ikke være en afgørende forskel på om man tager højde for at nogle mellemprodukter er importerede og derfor i princippet bør forhøjes med faktoren 1,25. Hvis Danmark på et tidspunkt indtræder i den europæiske valutaunion vil denne skelnen mellem internationalt og nationalt handlede produkter blive overflødiggjort.

I forbindelse med fx foranstaltninger i forhold til landbrugets arealanvendelse kan brugen af nettoafgiftsfaktoren, hvor der skelnes imellem internationalt og nationalt handlede varer og mellemprodukter have en væsentlig betydning for størrelsen af de samfundsøkonomiske effekter. I praksis anbefales det derfor at sikre sig at omkostninger i forbindelse med arealanvendelsen er beregnet ud fra principperne i Miljøstyrelsens vejledning.

De angivne velfærdsøkonomiske omkostninger har medtaget dette forhold, hvor det er skønnet relevant.

Oplysninger om aktuelle værdier af nettoafgiftsfaktoren og skatteforvridningsfaktor kan indhentes hos Finansministeriet.

5.2 Direkte og indirekte effekter og omkostninger

Udover at de velfærdsøkonomiske omkostninger er baseret på beregningspriser kommer at de i princippet tager alle de eksterne forhold med. Tabellen nedenfor giver en oversigt over de typer af omkostninger som medtages i de velfærdsøkonomiske omkostninger.

⁴ Se ”Velfærdsøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter”, faglig rapport fra DMU, nr 496

Tabel 5-3 Skematisk oversigt over mulige velfærdsøkonomiske omkostningselementer ved forskellige typer af konsekvenser

	Økonomiske konsekvenser	Miljømæssige konsekvenser
Direkte konsekvenser	<ul style="list-style-type: none"> • Anlægsinvestering • Driftsomkostninger • Vedligeholdelsesomkostninger • Driftsindtægter • Direkte indkomstab som følge af en given foranstaltning 	De direkte miljømæssige gevinster medtages IKKE, da analysen retter sig mod hvordan disse gevinster kan nås med færrest omkostninger
Indirekte konsekvenser	<ul style="list-style-type: none"> • Indkomstab eller indkomstgevinst i påvirkede samt relaterede erhverv 	<ul style="list-style-type: none"> • Værdi af negative miljømæssige konsekvenser • Værdi af miljømæssige gevinster

De direkte miljømæssige forhold (opnåelse af f.eks. "god økologisk status") er ikke medtaget, fordi formålet med de velfærdsøkonomiske priser er at understøtte beregning af hvilke foranstaltninger, som billigt kan opnå de givne miljømål.

Typiske er udgangspunktet for beregning af velfærdsøkonomiske omkostninger, at der er tale om omkostninger fra tiltag, som er så små, at de ikke påvirker samfundsøkonomien på det nationalt - makroøkonomisk niveau. I Miljøministeriets vejledning er der en grundig diskussion af, hvordan strukturelle ændringer i økonomien skal vurderes. I praksis er der derfor en flydende overgang mellem indirekte effekter, som medtages og mere indirekte effekter af anden eller højere orden, som ikke medtages, fordi de er meget små sammenlignet med de direkte effekter og førsteordens indirekte effekter.

Problemstillingen er, at hvis fx et indgreb overfor landbruget fører til en mindre produktion af slagtesvin, skal man så medtage eventuelle indirekte eller afledte virkninger på slagterierne og andre følgeindustrier. I den traditionelle samfundsøkonomiske analyse vil man typisk ikke medtage tab for slagteriet ud fra den betragtning, at de vil købe slagtesvin et andet sted, og deres aktivitet vil derfor være uændret. Det er dog klart, at dette kun gælder, hvis indgrebet er så marginalt, at det ikke for alvor påvirker det samlede udbud af slagtesvin og dermed prisen på dem.

Hvis VRD vil medføre, at der i stort omfang laves den samme type af foranstaltninger, kan antagelsen om, at det enkelte indgreb er marginal næppe oprettholdes. Da det umiddelbart vurderes, at de fleste af de i dag tilgængelige velfærdsøkonomiske priser ikke indeholder de afledte effekter vil katalogets priser

som udgangspunkt heller ikke indeholde disse. Det vil som regel være nævnt i noterne, hvis der muligt at angive størrelsen af sådanne afledte effekter.

5.3 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger

De typer af omkostninger som anvendes er:

Budgetøkonomiske omkostninger:

- Total investeringsomkostning: de samlede investeringsomkostninger som medgår til foranstaltningen. Hvis disse omkostninger falder over en længere periode er det anført i noterne eller investeringsomkostningen er angivet som en annuieret omkostning. I sidstnævnte tilfælde skal den anvendte diskonteringsfaktor være angivet i noterne sammen med et estimat på effekten af alternative diskonteringsfaktorer;
- Årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger: de samlede budgetøkonomiske drifts og vedligeholdelsesomkostninger angives som konstante årlige omkostninger, er der en profil på disse omkostninger, er de omregnet til konstante årlige omkostninger.
- Årlige nettoproduktionsværditab: Hvis der er tale om et tiltag som reducerer produktionsværdien som fx i tilfældet med anvendelsesbegrænsninger på landbrugsarealer, vil der være tale om en reduktion i produktionsværdien fra det pågældende areal. Værdien er angivet som nettotabet, idet der typisk også vil være tale om en reduktion i anvendelsen af produktionsfaktorer som maskiner og arbejdskraft.

Velfærdsøkonomiske omkostninger:

- Total investeringsomkostning: investeringsomkostning målt som velfærdsøkonomisk omkostning vil typiske ikke afvige så meget fra den budgetøkonomiske udover evt. betydningen af nettoafgiftsfaktoren og skatteforvridningsfaktoren. På samme måde som for den budgetøkonomiske investeringsomkostning er det anført i noterne, hvis disse omkostninger falder over en længere periode eller hvis omkostningen eventuelt er angivet som en annuieret værdi;
- Årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger: de samlede velfærdsøkonomiske drifts og vedligeholdelsesomkostninger angives som konstante årlige omkostninger, er der profil på disse er denne omregnet til konstante årlige omkostninger. Indirekte miljømæssige eller andre samfundsmæssige effekter medtages her. Der således ikke blot tale om at de budgetøkonomiske omkostninger er omregnet til velfærdsøkonomiske, der kan være tale om forskellige indirekte effekter som er medtaget.
- Årlige nettoproduktionsværditab: Produktionsværditabet angivet som velfærdsøkonomisk omkostninger. På samme måde som for de øvrige omkostninger tager beregningen af denne udgangspunkt i den markedspris baserede budgetøkonomiske værdi. Typisk er omregningen til velfærdsøko-

nomi ikke ligetil for landbrugstiltag, hvor der kan være forskel på hvilke omregningsfaktorer, der skal anvendes til reducerede udgifter og til reducerede indtægter. Det kan derfor være en betydelig forskel på det budgetøkonomiske produktionstab og det velfærdsøkonomiske produktionstab i forbindelse med landbrugsmæssige tiltag.

Fælles

- Teknisk levetid: for investeringer i anlæg angives er anlæggenes levetid angivet således at det er muligt at beregne en årlig omkostning. Når den årlige omkostning ikke direkte er angivet er det for at kunne vurdere tidsperiodens betydning herunder effekten af forskellige diskonteringsfaktorer.

5.4 Anvendelse af omkostningsværdierne

5.4.1 Generelt

Som udgangspunkt er det de velfærdsøkonomiske priser og omkostninger som skal anvendes til analyser af omkostningseffektive indsatsprogrammer. De budgetøkonomiske omkostninger er medtaget dels fordi udgangspunktet ofte er de budgetøkonomiske værdier og de derfor udgør et referencepunkt, dels fordi de må forventes at skulle bruges til at belyse hvordan de fordelingsmæssige effekter vil være. Dette vil være en del af en mere bred socioøkonomiske analyse som følger efter beregning og vurdering af omkostningseffektivitet.

5.4.2 Tidshorisont/diskontering

Da forskellige tiltag vil have forskellig levetid, se afsnit 5.1.1, vil det være nødvendigt at lave beregninger som gør tiltagene sammenlignelige. Beregning af årlige omkostninger er en måde at sikre sammenlignelighed. I praksis betyder det, at investeringsomkostningerne skal annuiseres. Det sker ved at beregne forretningsfaktoren for kapital angivet ovenfor. Denne faktor ganges på investeringsomkostningen og man har et udtryk for den årlige omkostning.

Nedenfor er vist omregning af en engangsinvestering til konstant årlige ydelse og kombineret med årlige omkostninger og indtægter får man den samlede årlige nettoomkostning ved et tiltag.

$$\mathring{A}OMK = \frac{(AOMK \cdot FK) \cdot KR}{(1 - (1 + KR)^{-L})} + DOMK + VOMK - IND + TAB + MOMK$$

$\mathring{A}OMK$: Årlige omkostninger

AOMK: Anlægsomkostninger

FK: Forrentningsfaktor for kapital

KR: Kalkulationsrentefod i rent tal.

L: Anlæggets tekniske levetid

DOMK: Årlige driftsomkostninger

VOMK: Årlige vedligeholdelsesomkostninger

IND: Årlige mer-indtægter

TAB: Årlige mer-driftstab

MOMK: Miljøomkostninger

6 Metode til bestemmelse af mest omkostningseffektive foranstaltninger

I henhold til Vandrammedirektivet, skal der foretages et "skøn over, hvilken kombination af foranstaltninger vedrørende vandanvendelser der er den mest omkostningseffektive og kan medtages i indsatsprogrammet i henhold til direktivets artikel 11, med udgangspunkt i skøn over de potentielle omkostninger ved sådanne foranstaltninger". Detaljeringsgraden af den økonomiske analyse skal afpasses efter de omkostninger, der er forbundet med indsamling af relevante data.

Formålet med en analyse af omkostningseffektiviteten er at identificere de foranstaltninger som medfører mindst omkostninger for at opfylde en given målsætning.

Proceduren for analysen af omkostningseffektiviteten er i hovedtræk følgende:

- Den overordnede målsætning ("god økologisk tilstand", "godt økologisk potentiale" m.v.) oversættes til skønnede konkrete indsatsmål (mål for reduktion af mængden af udledte stoffer, krav til fysisk tilstand i vandområdet eller lignende).
- Derefter identificeres de foranstaltninger, som kan medvirke til at opfylde disse indsatsmål.
- For hver foranstaltning beregnes de samlede omkostninger og reduktionen i udledning (effekt), hvorefter foranstaltningens omkostningseffektivitet kan beregnes.
- Herefter kan udvælges en kombination af de mest omkostningseffektive foranstaltninger, så der opnås en opfyldelse af indsatsmålene (f.eks. reduktion af belastningen) for de mindste omkostninger.
- Disse foranstaltninger kan anvendes ved opstilling af et skøn for de økonomiske konsekvenser af indsatsprogrammet for opfyldelse af målsætningerne og som basis for de senere mere detaljerede undersøgelser i forbindelse med opstillingen af indsatsprogrammet.

Visse typer af foranstaltninger, især indenfor naturgenopretning, giver ikke i sig selv en reduktion i belastningen, men vil ofte være en forudsætning for at der kan opnås en økologisk effekt af allerede udførte eller planlagte belastningsreduktioner.

Ved forberedelserne til analysen af omkostningseffektiviteten skal det overvejes:

- Hvordan de konkrete indsatsmål skal defineres, karakteriseres og beregnes (bl.a. mål for reduktion af belastningen),
- Hvordan den specifikke effekt af foranstaltninger skal vurderes og kvantificeres i forhold til indsatsmålene
- Hvordan omkostningerne ved de enkelte foranstaltninger kan vurderes.

Dette afsnit omhandler kun det sidste forhold, og beskriver dels hvilke omkostninger, der bør beskrives for de enkelte foranstaltninger og dels hvordan man finder de mest omkostningseffektive og samlet billigste foranstaltninger til at opfylde målsætningerne for vandområdet.

6.1 Overordnet metodebeskrivelse

Analysen af omkostningseffektivitet sker på tre niveauer, i overensstemmelse med direktivets administrative inddeling af vanddistrikter. Øverste niveau er *vanddistriktet*, der på næste niveau kan bestå af et eller flere af hinanden uafhængige *vandløbsoplande*, der igen på tredje niveau består af en række *vandområder*.

Analysen starter fra bunden på vandområdeniveau, der så summeres på vandløbsoplandsniveau, for at verificere at det også som helhed er de mest omkostningseffektive foranstaltninger der er fundet. Det antages at vandløbsoplandene indenfor vanddistriktet også løsningsmæssigt er uafhængige af hinanden. Er dette ikke tilfælde bør de afhængige vandløbsoplande betragtes som et vandløbsopland.

Indledende analyser behøver ikke at blive gennemført på vandområdeniveau, men kan af ressource hensyn foretages for passende store oplande, bestående af en sum af vandområder, der udgør et naturligt sammenhængende og ensartet hele. Dette vil være tilstrækkeligt for at få et overordnet skøn for, hvilke foranstaltninger der sandsynligvis er de mest omkostningseffektive.

Analysen af omkostningseffektivitet og formuleringen af indsatsprogrammer gennemføres i tre trin:

- Trin 1: Identifikation af indsatsbehov
 - Hvilke kilder og forhold bidrager til at målene for vandområdet ikke er opfyldt.
 - Beregning af konkrete indsatsmål for reduktion af belastning og evt. andre typer indgreb som f.eks. krav til fysisk tilstand i vandområdet.
- Trin 2: Identifikation af potentielle foranstaltninger
 - Beregning af reduktion/effekter ved forskellige foranstaltninger.
 - Beregning af samlede omkostninger ved forskellige foranstaltninger.
- Trin 3: Formulering af et omkostningseffektivt indsatsprogram
 - Beregning af omkostningseffektivitet af foranstaltninger.
 - Udvælgelse af den mest omkostningseffektive kombination af foranstaltninger til opfyldelse af alle mål for reduktion af belastning.

Trin 2, Identifikation af potentielle foranstaltninger, knytter sig dels til en overordnet og generel undersøgelse af effekt og omkostninger ved mulige foranstaltninger til forureningsbegrænsning og naturgenopretning og dels til en mere specifik undersøgelse af disse foranstaltningers egnethed i den konkrete situation i forbindelse med gennemførelsen af trin 3. Resultaterne af den overordnede vurdering kan evt. samles i et katalog, der kan anvendes som udgangspunkt for de specifikke vurderinger af foranstaltninger.

Trin 3, formulering af et omkostningseffektivt indsatsprogram, vil bygge på en del af materialet fra de to foregående trin og vil indeholde følgende aktiviteter:

- Revurdering af konkrete indsatsmål (mål for reduktion af belastningen) i delområder og vandområdet som helhed, f.eks. som følge af at der gennemføres indgreb i fysiske tilstande.
- Valg af mest relevante foranstaltninger ud fra de lokale forhold
- Beregning af reduktion af forureningsbidrag for hver foranstaltning
- Beregning af samtlige omkostninger forbundet med hver foranstaltning
- Anvisning af de mest omkostningseffektive foranstaltninger som til sammen opfylder indsatsmålet, både lokalt og globalt.
- Opstilling af samlet forslag til indsatsprogram for en kombination af de mest omkostningseffektive foranstaltninger

Efter identifikationen af det mest omkostningseffektive indsatsprogram, bør det verificeres at den valgte kombination af foranstaltninger opfylder målsætningen for vandområdet, eventuelt ved hjælp af modelberegninger for vandområdet. Denne verifikation bør gentages i forbindelse med opstillingen af det endelige indsatsprogram, hvor ovenstående beregninger gentages på et detaljeret niveau for de udvalgte foranstaltninger, som evt. modificeres.

6.2 Typer af problemer og foranstaltninger

Kataloget indeholder de typer af foranstaltninger, som forventes at blive de mest anvendte og tager udgangspunkt i følgende type af problemer:

- Problemer, som skyldes udledning til vandområdet
- Problemer, som skyldes fysiske forhold i vandområdet

De efterfølgende tre tabeller indeholder en oversigt over eksempler fra de tre hovedgrupper af foranstaltninger, nemlig foranstaltninger til:

- 1 Reduktion af udledninger til overfladevand
- 2 Reduktion af udledninger til grundvand
- 3 Forbedring af øvrige forhold i recipienten

Tabel 6-1 Eksempler på foranstaltninger til reduktion af kilder som påvirker overfladevand.

Kilder	Mulige foranstaltninger til reduktion af			
	Organisk stof	Næringssalte	Miljøfremmede stoffer	Bakterier/vira/sporer
Udledninger fra kommunale reseauanlæg	Forbedret rensning Afskæring til mere robust recipient	Forbedret rensning Afskæring til mere robust recipient	Indgreb ved kilden Forbedret rensning	Forbedret rensning incl Disinfektion
Spildevandsudledning i det åbne land	Lokal rensning Nedsivning Central rensning	Lokal rensning Nedsivning Central rensning	Indgreb ved kilden Lokal rensning Nedsivning Central rensning	Lokal rensning incl disinfektion Nedsivning Central rensning
Regnvandsbetingede udledninger fra byer	Magasinerings og central rensning Lokal rensning Nedsivning	Magasinerings og central rensning Lokal rensning Nedsivning	Indgreb ved kilden Magasinerings og central rensning Lokal rensning (Nedsivning)	Magasinerings og central rensning incl. disinfektion Lokal rensning (Nedsivning)
Udledninger fra industri	Indgreb ved kilden Lokal rensning Central rensning Flytte/lukke virksomheden	Indgreb ved kilden Lokal rensning Central rensning Flytte/lukke virksomheden	Indgreb ved kilden Lokal rensning Central rensning Flytte/lukke virksomheden	Indgreb ved kilden Lokal rensning incl. disinfektion Central rensning Flytte/lukke virksomheden
Udsivning fra forurenede grunde	Udskiftning af jord Rensning på stedet	Udskiftning af jord Rensning på stedet	Udskiftning af jord Rensning på stedet	-
Udledning fra dambrug	Regulering af foderforbrug Lokal rensning Nedlæggelse	Regulering af foderforbrug Lokal rensning Nedlæggelse	Regulering af medicinanvendelse Nedlæggelse	-
Landbrug: - Overfladisk afstrømning - Udsivning fra dyrkning af marker	Ændret dyrkningspraksis Nedsat gødskning Tage dele af markerne ud af omdrift	Ændret dyrkningspraksis Nedsat gødskning Tage dyrkede arealer ud af omdrift Naturgenopretning/våde enge	Indgreb ved kilden Regulering af pesticid anvendelse Regulering af medicinering	Afspærring af dyrenes adgang til overfladevand
Atmosfæriske bidrag	-	Reduceret ammoniakfordampning Reduceret udledning af NO _x fra transport, kraftværker og industri Rensning af afkastluft fra stalde	-	-

Tabel 6-2 Eksempler på foranstaltninger til reduktion af kilder som påvirker grundvand

Kilder	Mulige foranstaltninger til reduktion af			
	Organisk stof	Næringssalte	Miljøfremmede stoffer	Bakterier/vira/sporer
Nedsivende regnvand fra byer	Magasinerings og rensning Lokal rensning	Magasinerings og rensning Lokal rensning	Indgreb ved kilden Magasinerings og rensning Lokal rensning	Disinfektion
Udsivning fra forurenede grunde	Udskiftning af jord Rensning på stedet	Udskiftning af jord Rensning på stedet	Indgreb ved kilden Udskiftning af jord Rensning på stedet	-
Nedsivning af spildevand i det åbne land	Rensning og udledning til overfladevand Central rensning Tætte afløbsfri anlæg	Rensning og udledning til overfladevand Central rensning Tætte afløbsfri anlæg	Indgreb ved kilden Central rensning Tætte afløbsfri anlæg	Disinfektion Central rensning Tætte afløbsfri anlæg
Nedsivning fra dyrkede arealer	Ændret dyrkningspraksis Nedsat gødskning Tage dele af markerne ud af omdrift	Ændret dyrkningspraksis Nedsat gødskning Tage dele af markerne ud af omdrift	Indgreb ved kilden Regulering af pesticid anvendelse Regulering af medicinering	Begrænset brug af husdyrgødning
Indvindingsbetingede påvirkninger af grundvandskemi	Ændret indvinding	Ændret indvinding	Ændret indvinding	
Nedsivning fra industriaktivitet, vaskepladser og omlastningssteder	Ændring af arealanvendelsen	Befæstede pladser med opsamling Ændret arealanvendelse	Befæstede pladser med opsamling Ændret arealanvendelse	Befæstede pladser med opsamling Ændret arealanvendelse

Tabel 6-3 *Eksempler på foranstaltninger som kan forbedre den fysiske tilstand i vandområdet*

Fysisk tilstand/forhold	Muligheder for forbedring af fysiske forhold	
	Direkte indgreb	Indirekte indgreb
Lav vandføring i vandløb	Kompensationsoppumpning	Nedsat vandindvinding
Naturige fysiske forhold i vandløb	Ændret oprensningspraksis Ændret udformning	
Unaturlige fysiske forhold i vandløb (vandløbsudretning, dæmninger m.v.)	Ændret oprensningspraksis Naturgenopretning	
Landvinding	Ændret landvindingspraksis Naturgenopretning	Kompensationsarealer
Lille vandskifte i søer	Kompensationspumpning Omdirigering af vandløb	Nedsat vandindvinding
Økologisk ubalance i søer	Biomanipulation	Faunaskjul
Stor fosforpulje i bundsediment i søer	Iltning Opgravning Fældning Rensning af bundvand	Nedsat tilledning

6.3 Effekter ved en foranstaltning

For at kunne finde de mest omkostningseffektive foranstaltninger skal der dels fastsættes konkrete mål for reduktionen i belastningen med forskellige stoffer til de enkelte vandområder og dels opstilles metoder til beregning af reduktionen i udledt mængde for de enkelte foranstaltninger. Samtidig skal det vurderes om der er andre foranstaltninger som samtidig skal tage i anvendelse for at opnå den ønskede økologiske effekt af reduktionen af belastningen.

6.4 Omkostninger ved foranstaltninger

De generelle principper for beregning af omkostninger for en given foranstaltning omfatter:

- Afgrænsning
 - Samfundsøkonomisk analyse
 - Effektafgrænsning
- Beregningsforudsætninger
 - Tidshorisont og diskonteringsfaktor
 - Type af priser (markedspriser eller beregningspriser)
 - nettoafgiftsfaktor
 - skatteforvridningsfaktor
 - Faste eller løbende priser
 - Nutidsværdi, årlige omkostninger og tidsprofil
 - Usikkerhedsberegninger
- Beregning af omkostning ved en foranstaltning

Der kan henvises til de generelle vejledninger for uddybende forklaringer af baggrunden for brug af diskonteringsfaktor, nettoafgiftsfaktor og skatteforvridningsfaktor.

6.4.1 Afgrænsning

Den overordnede afgrænsning er, at analysen skal være en velfærdsøkonomisk analyse til bestemmelse af de foranstaltninger, der med de mindst mulige samfundsøkonomiske omkostninger kan sikre opfyldelse af de stillede mål for vandområdet. En velfærdsøkonomisk analyse afviger primært fra en ren driftsøkonomisk eller en budgetøkonomisk analyse ved at medtage alle omkostninger uanset om det giver anledning til en faktisk betaling eller ej. I de to vejledninger fra Miljøstyrelsen og Finansministeriet er der en grundig beskrivelse af forskellene på forskellige typer af økonomiske analyser.

Der skelnes som udgangspunkt mellem på den ene side konsekvenser og på den anden side omkostninger/gevinster ved at gennemføre en foranstaltning. Konsekvenser beskrives som fysiske størrelser eller tilstandsændringer, fx som anlæg af et regnvandsbassin eller øget energiforbrug. Der skelnes overordnet mellem økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

For alle disse konsekvenser - økonomiske som miljømæssige - knyttes der herefter velfærdsøkonomiske omkostninger/gevinster. Der vil naturligt være velfærdsøkonomiske omkostninger eller gevinster forbundet med de økonomiske konsekvenser (fx i form af anlægsinvesteringer eller indtægtstab for landmanden). Der vil tilsvarende kunne være velfærdsøkonomiske omkostninger eller gevinster forbundet med de miljømæssige konsekvenser (det er typisk værdien af goder og øvrige forhold, som ikke handles direkte på et marked, som fx støj, luftforurening, øget sundhed, rekreativ værdi og tilsvarende).

I praksis vil den velfærdsøkonomiske analyse af de mulige foranstaltninger tage udgangspunkt i de drifts- og budgetøkonomiske omkostninger.

De eneste typer af indirekte omkostninger som ikke medtages er, hvad der kan kaldes nationaløkonomiske effekter på udnyttelsen af samfundets ressourcer. Konkret betyder det for eksempel, at der ikke medtages effekter på betalingsbalancen. De foranstaltninger som analyseres i forhold til et vanddistrikt antages at være så små, at de ikke påvirker de overordnede nationaløkonomiske forhold som fx betalingsbalancen.

Definitionen af målsætninger sker på vandområdeniveau. Specifikke indsatsmål for reduktion af udledte stoffer m.v. fastlægges derfor også på vandområdeniveau og kan yderligere defineres for en sum af vandområder, f.eks. oplandet til en fjord, en sø eller et vandløb. Der kan også opstilles et samlet reduktionsmål for et helte vandløbsoplandet. Da der vil være en vis sammenhæng mellem de enkelte vandområder inden for vandløbsoplandet, bør den endelige analyse af omkostningseffektivitet foregå på vandløbsoplandsniveau eller for hele vanddistriktet.

Tabel 6-4 Eksempler på foranstaltninger og omkostninger

Udledninger til overfladevand

Foranstaltning	Omkostninger forbundet med økonomiske konsekvenser		Omkostninger forbundet med miljømæssige konsekvenser
	Direkte	Indirekte	(Indirekte)
Reduktion af udledninger fra renseanlæg	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Produktionstab fra stofs substituering for miljøfremmede stoffer m.v.	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet
Reduktion af udledninger i det åbne land	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger		Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet
Reduktion af regnvandsbetingede udledninger	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Sparede erstatninger fra oversvømmelser	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet
Reduktion af udledninger fra industri	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Produktionstab fra stofs substituering for miljøfremmede stoffer m.v.	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet
Begrænsning af udsivning fra forurenede grunde	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Stigning i grundværdi	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet
Reduktion af udledninger fra dambrug	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger Produktionstab	Produktionstab fra stofs substituering for miljøfremmede stoffer m.v. Tab af virksomhed	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet
Landbrug: - Overfladisk afstrømning - Udsivning fra dyrkning af marker	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger Produktionstab fra at tage dyrkede marker ud af omdrift Mindre udbytte	Produktionstab fra stofs substituering for miljøfremmede stoffer m.v. Øget import af fødevarer	Øget import giver øget miljøpåvirkning andre steder Øget sundhed og biodiversitet Forbedret naturoplevelse
Atmosfæriske bidrag	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger		Øget energiforbrug Øget sundhed og biodiversitet

Udledninger til Grundvand

Foranstaltning	Omkostninger forbundet med økonomiske konsekvenser		Omkostninger forbundet med miljømæssige konsekvenser
	Direkte	Indirekte	(Indirekte)
Reduktion af nedsvivning af regnvand fra byer	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Øget belastning af afløbssystem og overfladevand	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Mindre men renere grundvand
Reduktion af udsivning fra forurenede grunde	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger		Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Renere grundvand
Reduktion af nedsvivning af spildevand	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Øget belastning af afløbssystem og overfladevand	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Mindre men renere grundvand
Reduktion af forurenede nedsvivning fra dyrkede arealer	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger Produktionstab fra at tage dyrkede marker ud af omdrift Mindre udbytte	Produktionstab fra stofs substituering for miljøfremmede stoffer Øget import af fødevarer	Øget import giver øget miljøpåvirkning andre steder Øget sundhed og biodiversitet Forbedret naturoplevelse
Reduktion af forurenede nedsvivning fra industriaktivitet	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Produktionstab fra stofs substituering for miljøfremmede stoffer	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug

Problemer fra fysiske/biologiske/kemiske tilstande i recipienten

Foranstaltning	Omkostninger forbundet med økonomiske konsekvenser		Omkostninger forbundet med miljømæssige konsekvenser
	Direkte	Indirekte	(Indirekte)
Øgning af vandføring i vandløb	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Udgifter til fjerntransport af drikkevand	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug
Forbedring af fysiske forhold i vandløb	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Udbyttetab fra naturgenopretning Forbedret naturoplevelse	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug Forbedret naturoplevelse
Forbedring af tilstand i søer	Anlægsomkostninger/drift- og vedligeholdelseomkostninger	Forøgede indtægter fra fiskeri Udgifter til fjerntransport af drikkevand	Gener i anlægsfasen Øget energiforbrug

6.5 Beregning af omkostning for en given foranstaltning

Basisoplysninger og data for de enkelte foranstaltninger indhentes på forskellig måde alt efter hvilken type af foranstaltning der er tale om.

Tabel 6-5 Datakilder for omkostningsberegning

Type af foranstaltning	Type af omkostning	Datakilde
Renseanlæg (både central og decentrale)	Investering og drift omkostninger	Overslag på baggrund af enhedstal, evt. input fra leverandører og rådgivere
Renseanlæg (både central og decentrale)	Forurening fra øget energiforbrug	Enhedspriser for emissioner (DMU, Risø)
Braklægning af landbrugsjord	Tab i produktion	Eksempelberegninger lavet af FØI, KVL og DMU
Begrænsning i pesticid anvendelse	Tab i produktion	Eksempelberegninger lavet af FØI og KVL
Reduktion i N-tilførsel på landbrugsjord	Tab i produktion	Eksempelberegninger lavet af FØI og KVL
Etablering af vådområder	Investeringsomkostning	Overslag på baggrund af skitseprojekt, evt. input fra entreprenør og rådgivere
Ændring i oprensingspraksis for vandløb	Driftsomkostning (reduktion)	Overslag baseret på faktiske udgifter
Ændring i oprensingspraksis for vandløb	Tab i landbrugsproduktion	Eksempelberegninger lavet af FØI og KVL

Basisdata for omkostninger omregnes og modificeres til årlige omkostninger efter de ovenfor angivne retningslinier.

En velfærdsøkonomisk omkostning vil i mange tilfælde være behæftet med usikkerhed, og det vil derfor i disse tilfælde være nødvendigt at foretage et skøn på baggrund af (måske) ufuldstændige data. I det omfang en given omkostning ikke umiddelbart kan fastsættes nøjagtigt, anbefales det - for så vidt som det overhovedet er muligt - altid at forsøge at foretage et skøn. Et usikkert men dog kvalificeret omkostningsskøn vil således være at foretrække frem for en beskrivende note eller tilsvarende. Hvor der foretages et skøn, bør disse dog være ledsaget af en bemærkning. Beregning af omkostningseffektiviteten afhænger fuldstændigt af, at både effekter og omkostninger er kvantificeret med de forbehold, der så må være i forhold til usikkerhed.

Det anbefales at opgøre et intervallskøn for omkostningen, dvs. et minimums, maksimums og middelskøn. Middelskønnet er det som anses for mest sandsynligt og dette anvendes i grundberegningen. Skønnene over minimum og maksimum værdierne anvendes i en følsomhedsberegning. Et sådant intervallskøn med efterfølgende følsomhedsberegning bør gennemføres for alle omkostninger af en vis størrelse. I praksis vil det være nødvendigt at foretage et intervallskøn i

de tilfælde, hvor der vurderes at være en risiko for, at et fejlskøn vil kunne medføre en ændring i den endelige prioritering af foranstaltningerne. Følsomhedsberegninger bør af ressourcehensyn kun udføres for de væsentligste poster.

6.6 Analyse af omkostningseffektivitet

Med udgangspunkt i et katalog over mulige foranstaltninger opstilles en matrix som illustreret nedenfor.

Tabel 6-6 Effekt- og omkostningseffektivitetsmatrix

Vandløbsopland	Foranstaltning	Effektindikatorer (% opfyldelse af insatsmål)								Omkostningseffektivitet				Akkumulerede årlige omkostninger (1000 DKK)	
		Indikator 1		Indikator 3		Indikator n		Samlet effekt indikator		Årlige omkostninger (1000 DKK)	DKK pr. Effekt		Rang		
Vandområde 1		Globalt	Lokalt	Globalt	Lokalt	Globalt	Lokalt	Globalt	Lokalt			Globalt	Lokalt	Globalt	Lokalt
	Foranstaltning 1														
	Foranstaltning 2														
	Foranstaltning 3														
														
	Foranstaltning n														
	Sum lokalt														
Vandområde 2															
	Foranstaltning n+1														
	Foranstaltning n+2														
	Foranstaltning n+3														
														
	Foranstaltning s														
	Sum lokalt														
Vandområde n															
	Foranstaltning s+1														
	Foranstaltning s+2														
	Foranstaltning s+3														
														
	Foranstaltning z														
	Sum lokalt														
	Total effekt og omkostning														

For hvert delopland defineres de relevante foranstaltninger. For eksempel er braklægning et en foranstaltning i forhold til udvaskning af N og P fra landbrugsjord. Konkret vil man så for vandområde 1 skulle definere en specifik foranstaltning som fx braklægning af 50 ha omkring sø AA. Dette vil medføre en given reduktion i tilførslen af N og P til søen. Den lokale effekt kan så være at braklægning af de 50 ha medføre en reduktion som svarer til 70 % af den krævede reduktion af N og P til søen. N reduktionen i søen AA udgør 10 % af den samlede N reduktion, der er beregnet for hele vandområdet. Dvs. at foranstaltning 1 har en "global" effekt på 7 % i forhold til N reduktion og en lokal effekt på 70 %.

Ved at beregne omkostninger per % målopfyldelse for hver indikator er man i stand til at rangordne de enkelte virkemidler. Der vil typisk være en afhængighed mellem de konkrete projekter, således at en række alternative projekter helt eller delvis udelukker hinanden. Det vil dog næppe i praksis give store problemer.

Ud fra rangordningen vælges de foranstaltninger som tilsammen giver den mindste omkostning og som samtidig sikrer at målene for reduktion af udledningerne til vandområdet opfyldes.

Ovenstående eksempel på vurdering for en sø kan være lavet for et scenario som ikke forudsætter fysiske ændringer i søen. Vælges opgravning af bundsediment som en foranstaltning, vil kravet til den nødvendige reduktion i N og P måske reduceres. Derfor skal beregningerne af effekterne gentages.

Til sidst kan opstilles en række alternative pakker af foranstaltninger som alle sikre opfyldelse af målene. Mellem disse pakker vælges den pakke der har den samlet set laveste omkostning idet denne pakke svarer til det mest omkostningseffektive indsatsprogram.

6.6.1 Usikkerhed og følsomhedsanalyser

Det anbefales at gennemføre følsomhedsanalyser for alle væsentlige parametre i opgørelsen. Formålet er at se om realistiske ændringer i forudsætningerne kan lede til en anden økonomisk prioritering af de undersøgte foranstaltninger.

Hvilke forudsætninger der er tilknyttet størst usikkerhed vil variere fra sag til sag. Generelt vil det altid være tilrådeligt at undersøge sensitiviteten af følgende parametre:

- Kalkulationsrenten med brug af hhv. 3 % og 6 %.
- Anlægsomkostninger og drifts- og vedligeholdelsesomkostninger. På basis af erfaringer fra tilsvarende foranstaltninger vil det være muligt at fastlægge en øvre og en nedre grænse for de realistiske omkostninger

De indirekte omkostninger og miljøomkostningerne kan være særdeles usikre og det kan være vanskeligt at finde et rimeligt sikkert variationsinterval. Her anbefales det at bestemme, hvor meget disse omkostninger skal ændres, for at de undersøgte foranstaltninger skifter rangorden i prioriteringen. Efterfølgende vurderes om sådan ændring af omkostningerne er realistisk eller sandsynlig.

6.7 Screening af om omkostninger er disproportionale

6.7.1 Baggrund

I det omfang det kan påvises, at omkostningerne for opfyldelse af målsætningen for et vandområde er disproportionale, åbner Vandrammedirektivet mulighed for at undtage disse vandområder fra de generelle målsætninger om, at der skal opnås en vis kvalitet indenfor en vis (begrænset) årrække. Direktivet foreskriver, at der i de specifikke tilfælde foretages en nøje vurdering af, om omkostningerne forbundet med at indfri målsætningerne er disproportionale.

Der gennemføres i basisanalysen en indledende screening af alle prioriterede foranstaltninger og indsatsprogrammer med henblik på at afdække de tilfælde, som måske vil medføre disproportionale omkostninger. Disse potentielle tilfælde skal senere i forløbet underkastes yderligere analyse. Selve analysen af om omkostninger er disproportionale eller ej kan være særdeles omfattende. Det er derfor afgørende, at den indledende screening er så effektiv, at den kun efterla-

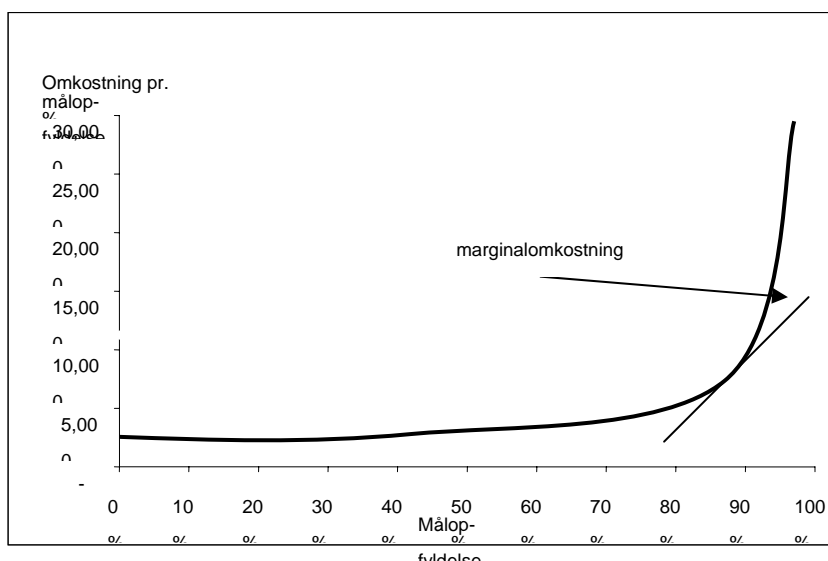
der lige netop de tilfælde, som ikke på forhånd kan afvises. På den anden side bør screeningsprocessen i sig selv ikke medføre et for omfattende krav til dokumentation og analyse.

Det er ikke muligt at opstille en screeningsmetode, som dækker entydigt i alle tilfælde. Det anbefales derfor, at der i praksis anvendes en kombination af følgende screeningsmetoder, der har karakter af tommelfingerregler.

6.7.2 Screeningsmetode: Knækket omkostningskurve

Man må alt andet lige forvente at den foranstaltning, som er nødvendig for at nå en given målsætning, bliver dyrere jo tættere man er på målet. Det er en principiel afspejling af, at de foranstaltninger, som giver den relativt set mest omkostningseffektive målopfyldelse, prioriteres højest og derved iværksættes først. Den sidste procents målopfyldelse kan vise sig at være meget dyr i forhold til de forbedringer, som er opnået indtil da. Det er således sandsynligt at omkostningskurven vil "knække" på et eller andet tidspunkt. Uagtet det absolutte omkostningsniveau, så vil eksistensen af et sådant signifikant knæk være en indikator for at midlerne for at nå de sidste procenters målopfyldelse måske ikke står mål med resultatet.

Figur 6-1: Principiel omkostningskurve



6.7.3 Screeningsmetode: Borgernes betalingsevne og -villighed

I visse sammenhænge vil det kunne give mening at udregne omkostningerne for et givet indsatsprogram som den ekstra byrde, der bliver lagt på borgerne, fx i form af øgede vand- og spildevandstariffer. Eksempelvis vil en fordobling af det eksisterende tarifniveau kunne være en indikator for at omkostningerne ved indsatsprogrammet måske er disproportionale, fordi den indebærer en betydelig ændring af borgernes forbrugsmønstre og -muligheder.

6.7.4 Screeningsmetode: Samlet pris

Jo flere penge, som er på spil, desto større er behovet for at kvalificere og begrundede deres anvendelse. Man kunne eksempelvis sætte en grænse ved 50 millioner kroner (nutidsværdi), og vedtage at alle enkeltforanstaltninger, som koster mere end dette beløb, af princip skal underkastes yderligere analyser. Ikke fordi der på forhånd er formodning om at midlerne ikke i disse tilfælde vil stå i mål med resultaterne, men fordi det ud fra almindelige principper er rimeligt at store enkeltstående samfundsmæssige investeringer dokumenteres grundigt.

6.7.5 Screeningsmetode: Samlet pris i forhold til nuværende investeringsniveau

Det vil i visse sammenhænge være relevant at sammenligne størrelsen af den planlagte investering med det nuværende investeringsniveau for den finansierende myndighed (fx vandområdemyndigheden). Hvis omkostningerne ved det planlagte indsatsprogram kan påvises at ville udgøre en betydelig andel i forhold til det eksisterende niveau, fx vurderet som et gennemsnit over de sidste ti år, så vil det kunne indikere at det planlagte aktivitetsniveau ligger langt over det normale aktivitetsniveau for myndigheden. Dette kan i sig selv være begrundelse for at ønske anvendelsen af ressourcerne bedre dokumenteret.

7 Eksempel: Arreskov Sø i Fyns Amt

Dette regneeksempel bruger ikke enhedspriser fra kataloget. Der bruges opdigtede enhedspriser, idet formålet alene er at eksemplificere systemet i analysemetoden ved et konkret regneeksempel.

Formålet med det følgende eksempel er primært at illustrere den forslåede metode til vurdering af omkostningseffektivitet. Eksemplet tager udgangspunkt i en konkret sag, men er delvis baseret på skønnede eller gættede værdier for en række forhold. Det betyder at eksemplet ikke kan bruges til at vurdere de mulige foranstaltninger i forhold til Arreskov Sø. Dette vil kræve nærmere undersøgelser for justering af unøjagtigheder i skøn eller opdigtede værdier.

7.1 Baggrund mv.

Arreskov Sø er med sine 317 ha Fyns største sø. Søen er i den gældende regionsplan målsat som "referenceområde for naturvidenskabelige studier". Tilstanden i søen lever i øjeblikket ikke op til dette. På den baggrund er der tidligere i 2000 lavet forberedelser til et indsatsprogram for søen.

I forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet er Odense Å blevet udvalgt til pilotområde. Med det udgangspunkt og kombineret med at der allerede ligger en del overvejelser og beregninger gør Arreskov Sø velegnet som eksempel. Formålet med eksemplet er at illustrere hvordan overvejelserne af omkostningseffektivitet i praksis kan gennemføres.

Arreskov Sø er stærkt forurenede som følge af tidligere og nuværende tilførsler af næringsstoffer. Indtil 1983 modtog søen således spildevand fra den nærliggende Korinth by. De nuværende årlige tilførsler af hhv. fosfor og kvælstof er på ca. 640 kg fosfor og 36.000 kg kvælstof. Heraf skyldes ca. 47 % af fosfortilførslen og 63 % af kvælstoftilførslen en kulturbetinget afstrømning, svarende til ca. 300 kg fosfor og 23.000 kg kvælstof.

Det vurderes foreløbigt, at for at opfylde målsætningen skal fosfor- og kvælstofkoncentrationen i søvandet være under hhv. 0,06 mg/l og 1,2 mg/l som årgennemsnit. Ud fra modeller for sammenhængen mellem tilførsel og koncentration i søen vurderes det, at den kulturbetingede tilførsel af fosfor skal reduceres med ca. 180 kg og for kvælstofs vedkommende med ca. 9.000 kg i forhold til niveauet i 1999-2002. Dette svarer til en reduktion af den kulturbetingede af-

strømning af fosfor på ca. 50 % og for kvælstof på ca. 40 %. I forhold til de totale tilførsler er der dog kun tale om reduktioner på hhv. ca. 20 % og 25 %.

For at kunne gennemføre en realistisk beregning af hvor fordelagtige forskellige foranstaltninger er, må man kende reduktionseffekterne af foranstaltningerne. Der er her et stort behov for at forbedre den eksisterende viden om såvel reduktionseffekter som den resulterende økologiske effekt.

I det følgende regnes effekten som opnået belastningsreduktion i forhold til indsatsmålet for reduktionen.

7.2 Målsætninger lokale og globale

Der opstilles indsatsmålsætninger (fx krav til reduktion i tilførsler af næringsstoffer) for dels de enkelte vandområder, dels for hele vandløbsoplandet. Ofte vil sådanne indsatsmålsætninger for de enkelte vandområder påvirke hinanden. Det betyder at en foranstaltning som umiddelbart relateres til et vandområde kan have effekt for alle øvrige nedstrøms vandområder. I praksis vil dette vanskeliggøre omkostningsvurderingen.

Arreskov Sø er et vandområde i vandløbsoplandet "Odense Fjord opland". Ved den endelige inddeling i vandområder kan det tænkes at der defineres flere vandområder i det opland der afvander til søen. Hvis der laves indsatsmålsætning for et vandløb (vandområde i oplandet til søen) vil tiltag overfor dette vandløb have betydning for søen.

I praksis vil vurderingen af omkostningseffektivitet kunne foregå for hvert vandområde for sig. Når en sådan analyse er gennemført vil den vise hvilke vandområder der har store eller små omkostninger ved at nå kvalitetsmålsætningen.

På baggrund heraf gennemføres en iteration, hvor det kan overvejes at "overopfylde" indsatsmålsætningen for et givet vandområde, fordi det kan medvirke til lettere at nå målet for et andet vandområde.

Vurderingen af lokal effekt sker i forhold til indsatsmålsætningen for søen (vandområdet), mens den globale effekt vurderes i forhold til indsatsmålsætningerne for fjorden med opland. I eksemplet indgår kun den lokale målsætning om en reduktion i kvælstoftilførslen på 9000 tons og i fosfortilførslen på 180 kg.

7.3 Baggrund om vandområdet

Figuren nedenfor viser et kort over Arreskov Sø med de enkelte tilløb. De udvalgte eksempelforanstaltninger er ikke opdelt på de enkelte tilløb. Der eksisterer dog data for antal ejendomme, landbrugsarealer og tilførsel af N og P fordelt på de enkelte tilløb eller oplande.

En opdeling på de enkelte tilløb er ikke afgørende for at illustrere metoden og da der for de fleste af de udvalgte tiltag ikke umiddelbart er data der kan difference enhedsreduktionseffekten, dvs. reduktionen pr. ha eller pr. ejendom og der heller ikke umiddelbart kan beregnes forskellige omkostninger, vil det ikke være muligt at få en forskellig omkostningseffektivitet for foranstaltninger alt efter i hvilket tilløb de gennemføres. Derfor er beregningerne for de udvalgte foranstaltninger gennemført for hele vandområdet under et.

Figur 7-1: Arreskov Sø med opland



Arealanvendelsen er vist i følgende tabel.

Tabel 7-1 Arealanvendelse fordelt på tilløb

Arealanvendelse (ha)	Totalt	Umålt	Tilløb 1	Tilløb 2	Tilløb 4	Tilløb 7	Tilløb 5	Tilløb 6
Totalt	2951,2	1024,0	170,1	398,7	350,9	185,2	659,1	163,0
Dyrket	1411,1	466,8	150,6	204,9	123,6	95,8	275,5	93,9
Lavbund	140,6	106,9	8,1	7,8	6,8	0,1	10,4	0,5
Lavbund. dyrket	83,8	60,7	7,5	7,7	5,9	0	0	0
Erosionsrisiko, dyrket	250,6	5,6	6,7	67,0	26,4	8,4	71,7	64,8

Kilde: Fyns Amt

7.4 Mulige foranstaltninger

I eksemplet er medtaget følgende foranstaltninger:

- Rensning af spildevand fra spredt bebyggelse
 - Kloakering, nedsivning eller minirenselanlæg
- Reduktion af regnvandsudledning
- Etablering af vådområder
- Areal anvendelse
 - Udtagning af arealer i omdrift, hvor der er risiko for erosion
 - Udtagning af arealer i omdrift - lavbundsområder
 - Udtagning af arealer i omdrift - højbundsområder

For disse foranstaltninger forligger der estimater på den mængdemæssige reduktion i belastningen. Effekter markeret med gråt er de mest usikre estimater, som nok mulige men kun delvis er begrundet i undersøgelser eller beregninger. Specielt gælder at fosfor reduktionen ved etablering vådområde 1 (Geddebækken) er af stor betydning for det samlede resultat og denne kendes ikke.

Tabel 7-2 Foranstaltninger og mulige effekter

	Omfang		Enhedseffekt kg / ha		Total effekt	
	Antal	Enhed	P	N	kg P	kg N
Spredt bebyggelse	53	Ejend.			45	200
Regnvand					19	81
Vådområde 1(Geddebækken)	39	ha			20	9000
Vådområde 2 (Hammerdam)	13	ha			15	1523
Udtagning af jord i omdrift - erosionsrisiko	50	ha	1.25	7.5	63	375
Udtagning af jord i omdrift - lavbundsområder	84	ha	0.15	50	13	4200
Udtagning af jord i omdrift - højbundsområder	150	ha	0.15	7.5	23	1125

Kilde: Fyns Amt, egne estimater og gæt

Ud over de her medtagne foranstaltninger kan tænkes en lang række af andre foranstaltninger. Først og fremmest i forhold til arealanvendelse er der en række mulig foranstaltninger. Udtagning af jord i omdrift er det mest drastiske, alternativt er der række af mere ekstensive former for landbrugsdrift som kunne indgå som foranstaltninger. De vil typisk medføre en lidt mindre reduktion i udvaskningen, til gengæld vil produktionstabet også typisk være mindre.

Restriktioner og foranstaltninger i forhold til dyrehold er anden type af foranstaltninger. Udover at medføre en reduktion i udvaskningen af næringsstoffer vil foranstaltninger i forhold til dyrehold og gødningshåndtering kunne reducere ammoniak fordampningen. Her er det dog meget vanskeligt at estimere hvilken effekt en reduceret ammoniakfordampning har på et konkret vandområde som fx Arreskov Sø.

Hvis indsatsen i oplandet ikke viser sig at være tilstrækkelig for at opnå den ønskede tilstand i søen kunne forskellige restaureringsforanstaltninger komme på tale.

7.5 Omkostninger ved foranstaltninger

I det følgende gennemgås et par eksempler på hvordan omkostningsberegningen for de enkelte tiltag kan gennemføres.

7.5.1 Rensning af spildevand fra spredt bebyggelse

Der er typisk tre typer af løsninger i forhold til spildevand fra spredt bebyggelse. Det drejer sig om kloakering, minirensning med fosfor fjernelse eller ned-sivningsanlæg.

Sidst nævnte vil ofte være den billigste løsning. Hvis den ikke er hensigtsmæssig fx af grundvandsmæssige årsager er minirensningsanlæg eller kloakering

nødvendig. Hvilken af de to der er billigst vil afhænge af de specifikke forhold, som tæthed af bebyggelserne og afstand til hovedkloaksystem. Omkostningsmæssig kan man tage udgangspunkt i prisen på enten nedsivning eller minirensningsanlæg. Hvis kloakering er billigere end dette vælges kloakering ellers den decentrale løsning. Omkostningen pr. ejendom vil derfor ikke blive højere end prisen på enten nedsivning eller minirensningsanlæg.

Investeringsomkostningerne antages at være overslag ekskl. moms, hvorfor de skal ganges med nettoafgiftsfaktoren på 1,17. Som beskrevet i afsnit om Tidshorisont og kalkulationsrente (diskonteringsfaktor) bør man i en række tilfælde forhøje investeringsomkostningen med forrentningsfaktoren for kapital. Det bør gøres, hvis udgiften til investeringen alternativt også ville blive investeret. I dette tilfælde er det imidlertid næppe tilfældet. Her vil alternativet til investeringen ikke være en anden investering men være uændret privatforbrug hos de berørte husholdninger eller generelt blandt kommunens husholdninger. Derfor skal der ikke korrigeres med forrentningsfaktoren.

Tabel 7-3 Omkostninger ved foranstaltninger overfor spredt bebyggelse - illustrative data

Omkostning pr ejendom	Anlæg		Drift	Total
	I alt	Pr. år	Pr. år	Pr. år
Nedsivning	30.000	2.359	0	2.359
Minirensningsanlæg	65.000	5.112	800	5.912
Kloak	80.000	3.638	0	3.638

Det er ovenfor forudsat at levetiden af anlæg er 20 år, dog 50 år for kloakledning og at diskonteringsfaktoren er 3 %. Ud fra disse forudsætninger beregnes den årlige omkostning til anlæg, den annuiserede investeringsomkostning.

Eksempel beregning af samlet årlig omkostninger for minirensningsanlæg:

$$AOMK = 65.000 \text{ kr.} * 1,17 = 76.050 \text{ kr.}$$

$$\dot{A}OMK = \frac{76.050 * 0,03}{(1 - (1 + 0,03)^{-20})} + 800$$

$$\dot{A}OMK = 5.112 + 800 = 5.912$$

7.5.2 Ændret arealanvendelse

Omkostningerne ved ændret areal anvendelse tager udgangspunkt i beregninger af forskellen i produktionsværdien pr ha ved nuværende anvendelse og produktionsværdien ved en alternative anvendelse. Ved udtagning af jord i omdrift er der ikke nogen produktionsværdi og omkostningen er derfor hele den produktionsværdi som den nuværende anvendelse giver.

Nedenfor er vist eksempler for produktionsværdier målt ved dækningsbedrag efter afholdelse af alle omkostninger (udsæd, gødning, kemikalier og øvrige dyrkningsomkostninger prissat ved maskinstationstakster).

Tabel 7-4: Eksempel på omkostninger ved udtagning af jord i omdrift

Bedriftstype	Produktionstab
	DBII (kr./ha)
Lerjord:	
Standard planteavl	3.296
Sukkerroer på 25 % af arealet	5.722
Frøgræs på 25 % af arealet	3.925
Sandjord:	
Standard planteavl	2.151
Kartofler på 25 % af arealet	1.801
Frøgræs på 13 % af arealet	2.168

Kilde: Dubgaard, A og Mortensen, L.O., Dyrkningsaftaler og kompensation, KVL 2000.

Tabet i produktionsværdi afhænger af hvilken type af jord (bonitet) og hvilken afgrødesammensætning som findes i dag. Omkostningen varierer mellem ca. 2000 og 6000 kr. pr. ha. Egentlig kræves der en specifik beregning for hver foranstaltning baseret på den konkrete afgrødesammensætning og jordtype for de arealer som tænkes udtaget af omdrift. For nærværende eksempel antages værditabet som et groft gennemsnit at være på ca. 4000 kr. pr. ha.

Denne værdi antages her stort set at svare til det samfundsøkonomiske produktionstab. Andre kilder som specifikt regner på både det rent budgetøkonomiske (svarende til landbrugerens driftsøkonomiske tab) produktionstab og det samfundsøkonomiske angiver sidstnævnte produktionstab i samme størrelsesorden som i Tabel 4⁵.

Hvis der er tale om jord som i dag er i mere ekstensiv anvendelse vil produktionstabet være mindre.

Er der omvendt tale om at udtagning af jord i omdrift påvirker dyreholdet givet de gældende harmonikrav øges produktionstabet. Samtidigt vil dog også kvælstof udvaskning og ammoniakfordampningen mindskes yderligere.

I stedet for en fuldstændig udtagning af jorden i omdrift kunne en række mere ekstensive anvendelser tænkes. Det kunne fx være en reduktion i gødskningen

⁵ I "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter", kapitel 12, Tabel 12.4.2, angives velfærdøkonomiske jordrenter på mellem 1.000 og 13.000 kr./ha, hvor jordrenten for de mest udbredte afgrøder ligger på 1.000 til 4.000 kr./ha. Disse værdier er så for en gennemsnitlig jordbundskvalitet.

svarende til en kvælstofreduktion på 40 % i forhold til det økonomisk optimale. Nedenfor er vist produktionstabt ved en sådan 40 % kvælstofreduktion.

Tabel 7-5: *Eksempel på omkostninger ved udtagning af jord i omdrift*

Bedriftstype	Produktionstab
	DBII (kr./ha)
Lerjord:	
Standard planteavl	353
Sukkerroer på 25 % af arealet	677
Frøgræs på 25 % af arealet	801
Sandjord:	
Standard planteavl	374
Kartofler på 25 % af arealet	790
Frøgræs på 13 % af arealet	436

Kilde: Dubgaard, A og Mortensen, L.O., Dyrkningsaftaler og kompensation, KVL 2000.

7.5.3 Omkostningsforudsætninger

De anvendte omkostningsforudsætninger er vist i Tabel 7-6. Omkostningen ved etablering af de to vådområder er baseret på tal fra Fyns Amt, de øvrige er egne estimater, herunder er estimeret for omkostninger ved udtagning af jord i omdrift baseret på bl.a. Dubgaard, A og Mortensen, L.O., Dyrkningsaftaler og kompensation, KVL 2000.

Table 7-6 Omkostningsforudsætninger for udvalgte foranstaltninger

Foranstaltning	Enhed	Levetid	Investe- rings- omkost- ning	Annueret investe- rings- omkostning	Årlig O&M eller produkti- onstab	Total årlig omkost- ning
Spredt bebyggelse	Pr ejendom	20	35.100	2.359	0	2.359
Regnvand	Total	50	500.000	19.433	0	19.433
Vådområde 1	Total	uendelig	1.500.000	45.000	0	45.000
Vådområde 2	Total	uendelig	350.000	10.500	0	10.500
Udtagning af jord med høj erosionsrisiko	ha		0	0	4.000	4.000
Udtagning af jord i omdrift - lavbundsjord	ha		0	0	2.500	2.500
Udtagning af jord i omdrift - højbundsjord	ha		0	0	4.000	4.000

Kilde: Fyns Amt; egne estimater

7.6 Omkostningseffektivitet

Baseret på estimater over foranstaltningernes forventede reduktion N og P tilførslen til søen og foranstaltningernes omkostninger kan de udvalgte foranstaltninger sammenlignes.

Som det er beskrevet i vejledningen foreslås det at tage udgangspunkt i en lige vægtning af de opstillede indsatsmålsætninger. I dette eksempel betyder det indsatsmålsætningerne for kvælstof og fosfor vægtes lige. I princippet kan man vælge en anden vægtning. Det vil betyde at rangordning af de udvalgte foranstaltninger vil være anderledes. Det vil dog være de samme foranstaltninger som skal vælges for at få den fulde opfyldelse af indsatsmålsætningerne.

Den konkrete beregning og rangordning efter omkostningseffektivitet gennemføres i en række trin, hvor der foretages en genberegning af omkostningseffektiviteten af de enkelte foranstaltninger. Princippet i beregningen og rangordningen er følgende:

- 1 Først beregnes omkostningseffektiviteten for den sammenvejede effekt og foranstaltningerne rangordnes effekter årlig omkostninger pr. effektprocent.
- 2 Derefter adderes den absolutte reduktionseffekt af de rangordnede foranstaltninger og når summen af reduktionerne svarer til 100 % for en af målsætningerne foretages en genberegning. Genberegningen består i at man for de resterende foranstaltninger beregner deres reduktionseffekt for de parametre som er tilbage. Herefter rangordnes de resterende tiltag og igen summeres reduktionen til endnu en målsætninger er nået.
- 3 Det sidste trin gentages indtil alle reduktionsmålsætninger er nået.

Nedenfor er de udvalgte foranstaltninger sammenfattet. Det skal igen understreges at der primært er tale om en illustration af metoden. Foranstaltningernes

omkostningseffektivitet vurderes ved at sammenligne omkostningen pr. samlet effekt og de rangordne dem efter dette.

Tabel 7-7 Effekter og omkostninger ved udvalgte illustrative foranstaltninger

	Effekt		Relativ effekt		Samlet effekt %	Årlig omkostning kr.	Omkostning pr samlet effekt kr./%	Omkostning pr enkelt effekt	
	P	N	P	N				P	N
Spredt bebyggelse	45	200	25 %	2 %	14 %	125.041	9.187	2.779	625
Regnvand	19	81	11 %	1 %	6 %	194.327	33.927	10.228	2.399
Vådområde 1	20	9.000	11 %	100 %	56 %	45.000	810	2.250	5
Vådområde 2	15	1.523	8 %	17 %	13 %	10.500	832	700	7
Udtagning af jord m. erosionsrisiko	63	375	35 %	4 %	19 %	200.000	10.286	3.200	533
Udtagning af jord i omdrift - lavb	13	4.200	7 %	47 %	27 %	210.000	7.826	16.667	50
Udtagning af jord i omdrift - høj b	23	1.125	13 %	13 %	13 %	600.000	48.000	26.667	533
Simpel sum	197	16.504	109 %	183 %					
Reduktionsmålsætning	180	9000	50 %	50 %					

Herefter gennemføres trin 1, dvs. foranstaltningerne rangordnes efter omkostning pr. samlet effekt. Det er vist i tabellen nedenfor, hvor tiltagene er rangordnet efter omkostningseffektivitet. Tabellen viser også, at rangordningen efter den sammenvejede effekt ikke svarer til det man får hvis omkostningen holdes op imod de to effekter N og P hver for sig.

Tabel 7-8 Foranstaltninger rangordnet efter omkostningseffektivitet (trin 1)

	Effekt		Relativ effekt		Samlet effekt %	Årlig omkostning kr.	Omkostning pr samlet effekt kr./%	Omkostning pr enkelt effekt	
	P	N	P	N				P	N
Vådområde 1	20	9.000	11 %	100 %	56 %	45.000	810	2.250	5
Vådområde 2	15	1.523	8 %	17 %	13 %	10.500	832	700	7
Udtagning af jord i omdrift - lavb	13	4.200	7 %	47 %	27 %	210.000	7.826	16.667	50
Spredt bebyggelse	45	200	25 %	2 %	14 %	125.041	9.187	2.779	625
Udtagning af jord m. erosionsrisiko	63	375	35 %	4 %	19 %	200.000	10.286	3.200	533
Regnvand	19	81	11 %	1 %	6 %	194.327	33.927	10.228	2.399
Udtagning af jord i omdrift - høj b	23	1.125	13 %	13 %	13 %	600.000	48.000	26.667	533
Reduktionsmålsætning	180	9000	50 %	50 %					

Hvis værdierne i tabellen tages for pålydende viser de følgende:

- hvis foranstaltning Vådområde 1 gennemføres er der i princippet ikke brug for andre foranstaltninger i forhold til N målsætningen,
- der er kun muligt at nå målsætningen for P hvis alle foranstaltninger gennemføres. Der skal dog udtages et mindre areal af højbundsjord end det areal på ca. 150 ha som indgår i eksemplet,
- når omkostningerne sættes i forhold til den sammenvejede effekt er etablering af et vådområde 1 den billigste foranstaltning,
- rangordning efter kun N eller P giver et andet resultat end den sammenvejede reduktionseffekt.

Formålet med analysen af de alternative foranstaltnings omkostningseffektivitet er at give et input til opstilling af en indsatsprogramme. Det skal her understreges, at der er andre forhold som skal indgå i overvejelserne inden den endelige opstilling af et indsatsprogram.

Herefter gennemføres trin 2. I dette eksempel vil som nævnt ovenfor gennemførelse af billigste foranstaltning, Vådområde 1, alene give ned målsatte reduktion i N.

Herefter genberegnes de resterende foranstaltning i forhold til de målsætninger som er tilbage, hvilket i dette eksempel er fosfor. I tabel 9 nedenfor er vist resultatet af denne genberegning og rangordning hvor de resterende foranstaltninger rangordnes alene efter omkostninger pr fosfor reduktion.

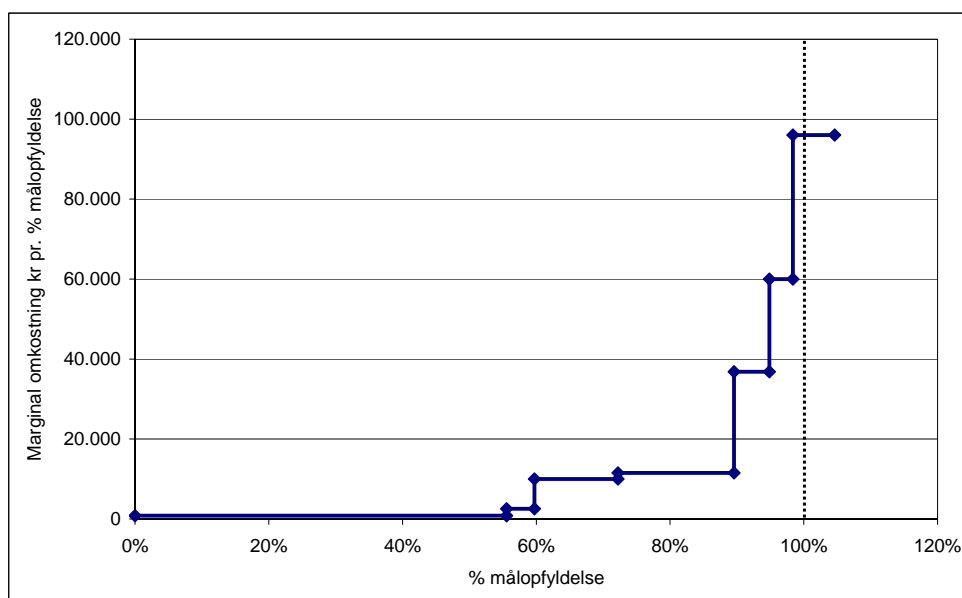
Tabel 7-9 Rangordning af foranstaltninger efter genberegning (trin2)

	Effekt		Relativ effekt		Samlet effekt	Årlig omkostning	Omkostning pr samlet reduktions effekt	Omkostning pr enkelt effekt	
	P	N	P	N	%	kr.	kr./%	P	N
Vådområde 1	20	9.000	11 %	100 %	56 %	45.000	810	2.250	5
Vådområde 2	15	1.523	8 %	0 %	4 %	10.500	2.520	700	7
Spredt bebyggelse	45	200	25 %	0 %	13 %	125.041	10.003	2.779	625
Udtagning af jord m. erosionsrisiko	63	375	35 %	0 %	17 %	200.000	11.520	3.200	533
Regnvand	19	81	11 %	0 %	5 %	194.327	36.820	10.228	2.399
Udtagning af jord i omdrift - lavb.	13	4.200	7 %	0 %	4 %	210.000	60.000	16.667	50
Udtagning af jord i omdrift - højb.	23	1.125	13 %	0 %	6 %	600.000	96.000	26.667	533
Sum af foranstaltninger	197	15.379	109 %	100 %	100 %				

Omkostningen pr. samlet reduktionseffekt er genberegnet under den antagelse at når den første foranstaltning er gennemført bidrager de resterende foranstaltninger kun til opfyldelse af det andet mål og derfor sættes den relative reduktionseffekt for N lig med 0 for disse foranstaltninger.

Når man rangordner de enkelte foranstaltninger i forhold til den sammenvejede effekt, kan man se ekstraomkostningen ved forskellige niveauer af målopfyldelse. I dette illustrative eksempel viser reduktionen af fosfor at være den mest vanskelige at nå. Dette hænger sammen med de foranstaltninger som er medtaget her. Det er således ikke nødvendigvis et generelt forhold.

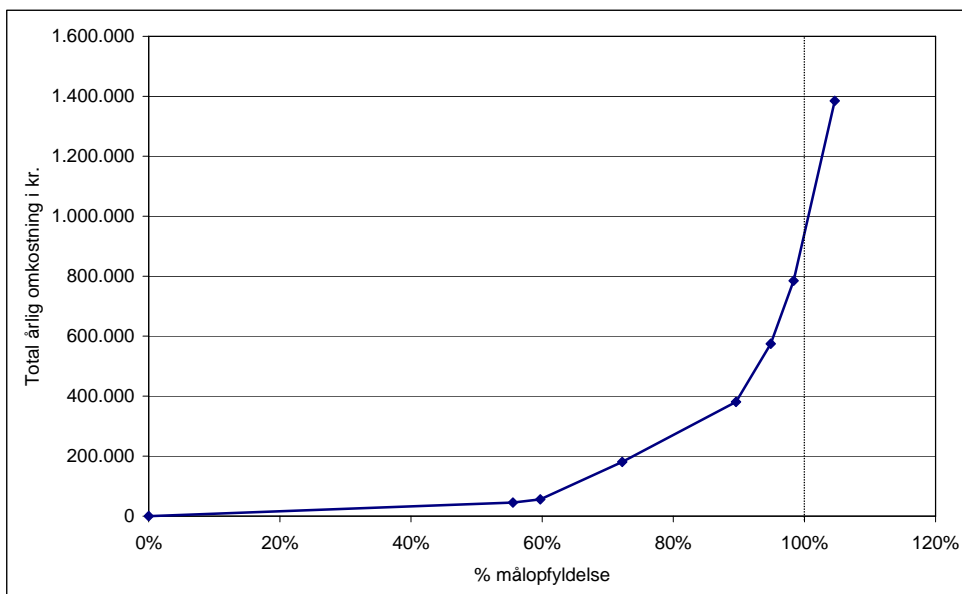
Figur 7-2: Marginalomkostninger i kr. pr. % opfyldelse af indsatsmålsætning



I eksemplet vokser den marginale omkostningen pr. kg. P der skal reduceres ganske meget fra et niveau hvor ca. 80 % af målsætningen for P er opfyldt svarende til ca. 90 % af den sammenvejede indsatsmålsætningen.

For den samlede årlige omkostning betyder de sidste 10 % af indsatsmålsætningen en stigning fra ca. 400.000 til 950.000 kr.

Figur 7-3: Total årlige omkostninger ved opfyldelse af indsatsmålsætning



Dette illustrative eksempel viser således en situation, hvor det vil være vigtigt at analysere indsatsmålsætningen for P nærmere. Endvidere vil det være afgørende at undersøge den forventede reduktions effekt af de forskellige foranstaltninger. Blot en lidt større reduktionseffekt for fosfor ved etablering af vådområder vil gøre det muligt at nå målsætningen uden at skulle tage de dyreste foranstaltninger i anvendelse.

Diffuse kilder/Arealpåvirkning

Diffuse kilder og arealpåvirkning omfatter belastningen fra specielt jordbrug, åbne arealer, okkerudsivning samt forskellige areal relaterede påvirkninger af grundvandet.

Specielt om jordbruget er der i forbindelse med udredningerne om VMPII og VMP III udarbejdet rapporter om størrelsen af den nuværende påvirkning af overfladevand og grundvand fra aktiviteter i jordbruget. Endvidere er belyst forureningsbegrænsende foranstaltninger samt de økonomiske konsekvenser af at gennemføre de enkelte foranstaltninger (virkemidler). For yderligere oplysninger henvises derfor til dette meget omfattende materiale som i vid udstrækning er udarbejdet med deltagelse af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Fødevarøkonomisk Institut (FØI).

8 Jordbrug

8.1 Driftsmæssige foranstaltninger

Ved driftsmæssige foranstaltninger forstås ændringer i dyrkningspraksis og daglig drift f.eks. valg af jordbearbejdningsmetoder, gødskning, afgrødevalg, fodringspraksis m.v. I gruppen indgår endvidere anvendelse af ny teknologi så som gylleseparation og forsuring, men også andre tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen fra stalde.

Kategorien omfatter ikke egentlige ændringer af arealanvendelsen eller produktionsændringer som skift i husdyrbestande.

Tilsvarende er ikke medtaget foranstaltninger der kræver lovmæssige ændringer eller andre nationale indgreb, idet disse foranstaltninger vil blive gældende på nationalt niveau og kan derfor ikke anvendes som en lokalt bestemt foranstaltning i vanddistriktets indsatsprogram. Som eksempler herpå kan nævnes afgifter på N-overskud og normtal for N og P tilførsel

Kvælstofudvaskningen måles i rodzonen, hvorefter der skal ske en vurdering af kvælstofretentionen på den enkelte lokalitet. Det er vurderet at der er stor usikkerhed forbundet med at anvende nationale tal for kvælstofretentionen. Det har ikke i dette arbejde være muligt at angive et sikkert overslag for effekterne for henholdsvis grundvand og overfladevand, hvorfor kun kvælstofudvaskningen fra rodzonen angives. Det kan dog oplyses, at der, som groft overslag, i Vandmiljøplan III arbejdet blev anvendt en kvælstofretention på 2/3 (Leth-Petersen et al. 2003 og Jacobsen et al., 2004).

8.1.1 Konsekvenser af driftsmæssige foranstaltninger

Den forureningsbegrænsende effekt af foranstaltninger af denne type er især knyttet til reduktionen af kvælstofudvaskningen og ammoniakfordampningen. Effektiviteten af foranstaltningerne m.h.t. forureningsbegrænsning afhænger en del af placeringen i sædskiftet og valg af lokalitet, hvorfor der ved vurderingen af den forventelige forureningsbegrænsning skal tages særligt hensyn til om de lokale forhold afviger væsentligt fra det forudsatte. Nogle af disse forhold er uddybet i noterne til de enkelte foranstaltninger.

Effekten søges som udgangspunkt opgjort i forhold til N og P udledningen til overfladevand og grundvand. Men for at komme fra effekt på kvælstof udvask-

ningen til effekten på udledningen, kræves viden om bl.a. kvælstofretentionen, og den varierer meget fra lokalitet til lokalitet. Derfor opgøres kvælstof-tabet/reduktionen i rodzonen. Ved den konkrete anvendelse for vurdering af effekten på overfladevand, kan der ske en indregning med kvælstofretentionen for den pågældende lokalitet. Endvidere vil det være usikkert hvor stor en del, der påvirker vandløb og hvilke der påvirker grundvand.

Ud over reduktionen i belastningen med kvælstof fra rodzonen er der i skemaet angivet den forventelige reduktion i ammoniakfordampningen ved de enkelte foranstaltninger. Denne har ingen direkte indflydelse på belastningen af grundvand eller overfladevand.

Endelig blev der for fosfor i VMPIII-forarbejdet angivet nogle foreløbige tal for effekten af foranstaltninger på fosforudledningen. Imidlertid er også fosforudledning meget påvirket af den geografiske lokalitet, hvorfor kendskab til placering i forhold til fosfor risiko arealer er afgørende for en præcis vurdering af effekten af virkemidler på fosforudledningen.

Tabel 8-1: Konsekvenser - udvaskning

	Enhed	Reduktion i udvaskning og fordampning				Indikator
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Ammoniak- fordampning kg NH ₃ -N/år	
Økologisk planteproduktion	ha		0	?		
Økologisk mælkeproduktion	ha		50	?		
Ændrede sorter/afgrøder (lang tidshorisont)	ha	0	0	0	0	
Efterafgrøder (Rajgræs)	ha	0	25	0	0	
Vedvarende græs	ha	0	30	0	7	
Styring/reduktion af markvanding	ha	0	0	0	0	
Bedre stald og opbevaring af gødning						
- gylleseparering	DE	0	-	-	-	
- forsuring	DE	0		0	11	
Bioforgasning af gylle	DE	-	2,3	-	-	
Bedre udbringning af naturgødning (nedpløjning)	DE	-	-	-	-	-
Reduceret ammoniakfordampning (opbevaring, udbringning)	DE	-	-	-	-	-
Reduktion af ammoniaktab fra stalde	DE	-	-	0		

Noter til konsekvensskemaet:

En del af de angivne foranstaltninger vil på lokalt plan kun kunne tages i anvendelse ved frivillige aftaler. Ved lovindgreb vil foranstaltningerne kunne

tvinges igennem, men dette vil i givet fald betyde at foranstaltningen gælder hele landet eller nogle nationalt udpegede områder.

Foranstaltning 1 og 2: Økologisk plante- og kvægproduktion

Ved overgang til økologisk produktion tillades mindre gødning end på konventionelle bedrifter, ligesom forbrug af handelsgødning og pesticider er forbudt. Det forudsættes at bedrifter får økologisk autorisation for at arealet indregnes i denne kategori.

Analysen af den miljømæssige effekt foretaget af DJF viser, at kvælstofudvaskningen fra økologiske kvægbedrifter er ca. 50 kg N pr. ha lavere end for tilsvarende konventionelle bedrifter. (Jacobsen et al., 2004).

Analysen fra DJF tyder også på, at N-udvaskningen fra økologiske planteavlbedrifter er på niveau eller nogen gange lidt højere end for tilsvarende konventionelle bedrifter (Berntsen, J., DJF, Pers. kommunikation).

I det sidste års tid er en række økologiske bedrifter skiftet således at de opnår miljøbetinget tilskud. Dette tilskud kan også opnås af konventionelle der forpligtiger sig til

På økologiske kvægbedrifter stilles der i dag krav om brug af udelukkende økologisk foder og fra 2006 gælder dette også andre husdyrbedrifter. Dette kan betyde ændringer i sædskiftet på andre husdyrbedrifter, men kvægbedrifter har allerede tilpasset sig.

Foranstaltning 3: Ændrede sorter og afgrøder

Der må fremover forventes en fortsat genetisk udvikling, hvilket svagt vil øge udbyttet ved samme N-tildeling og derved reducere N-udvaskningen. Der kan dog ikke umiddelbart peges på nye sorter med en markant effekt på f.eks. næringsstoffabet.

Foranstaltning 4: Efterafgrøder

Efterafgrøder i form af rajgræs har til formål at opsamle kvælstof med henblik på anvendelse i følgende år. Rajgræs har hidtil været den mest benyttede efterafgrøde, men har ikke alle steder været lige effektiv. Den gennemsnitlige effekt vurderes af Danmarks Jordbrugsforskning til 25 kg N pr. ha, men kan på husdyrintensive bedrifter på sandjord være op imod 50 kg N/ha, mens den på planteavlbedrifter på lerjord vil have begrænset effekt. For at kunne vurdere effekten kræves således kendskab til jordtype, husdyrproduktion og sædskifte. Der er her anvendt et gennemsnit på 25 kg N pr. ha.

Der er i Vandmiljøplan III indeholdt en stramning af forpligtigelsen således at 10 % af arealet på bedrifter med under 0,8 DE/ha og 16 % af arealet på bedrifter med over 0,8 DE/ha skal udlægges med efterafgrøder.

Der forventes ingen effekt på ammoniakemissionen, og effekten på fosfor antages også at være nul.

Foranstaltning 5: Vedvarende græs

Vedvarende græs som erstatning for afgrøder i omdrift vil betyde en reduktion i N-udvaskningen forudsat at græsmarken ikke tildeles gødning. Den årlige reduktion i N-udvaskningen er anslået til 30 kg N pr. ha. (Jacobsen et al., 2004). I dette er indregnet at husdyrgødningen oplaceres og udbringes på andre arealer.

Ammoniakfordampningen reduceres med ca. 7 kg pr. ha (Jacobsen et al., 2004). Der kan forekomme en reduktion i fosforudvaskningen, men omfanget er usikkert.

Foranstaltning 6: Markvanding

Bedre styring og reduktion af markvanding vil potentielt kunne reducere kvælstoftabet. Der arbejdes i et EU-projekt bl.a. med drypvanding i højværdiafgrøder som f.eks. kartofler (Pedersen, S. Pers. kommunikation). Effekten på N-udvaskning kendes imidlertid endnu ikke.

Et egentlig stop for anvendelse af markvanding vil have en større effekt på kvælstofudvaskningen, men vil også reducere udbyttet væsentligt, specielt fordi vanding typisk anvendes til højværdiafgrøder. Omfanget er ikke nærmere fastlagt.

Foranstaltning 7: Bedre stald og opbevaring af naturgødning

Ved gylleseparation deles gyllen i to eller flere fraktioner. I de lavteknologiske anlæg typisk med to fraktioner (en tynd og en tyk), mens der i de højteknologiske anlæg typisk sker en opdeling i flere fraktioner. Den tykke fraktion (humus fraktionen) indeholder typisk meget fosfor. En del vil benytte muligheden for at afbrænde denne fraktion, som der forventes at blive mulighed for fremover. Dette vil reducere fosforbelastningen. En vurdering af effekten af gylleseparation kræver en vurdering af det enkelte anlæg, hvorfor der ikke kan gives en standard vurdering.

Ved forsuring reduceres ammoniakfordampningen væsentligt. Det antages at kvælstoftildelingen reduceres således at udvaskningen er uændret. Forsuring omfattende 10 % af alle kvæg og svin giver en reduktion i NH₃-fordampningen med 2.700 tons NH₃ (Olesen et al., 2004 – s. 66). Da tiltaget omfatter ca. 240.000 DE giver det en effekt på ca. 11 kg NH₃ pr. DE.

Foranstaltning 8: Bioforgasning af gylle

Øget bioforgasning af gylle vil kunne reducere udvaskningen og ammoniakfordampningen. I dag behandles ca. 7 % af gylle i et biogasanlæg. Det vurderes at kvælstofudvaskningen reduceres med 0,13 kg N pr. tons gylle eller ca. 2,3 kg N pr. DE. (Jacobsen et al., 2004 - s. 126).

Foranstaltning 9: Bedre udbringning af naturgødning

Bedre udbringning af husdyrgødning omfatter bl.a. tiltag, hvor gødningen nedpløjes umiddelbart efter udbringning. Kravene til hurtig udbringning er strammet senest med ammoniakhandlingsplanen. Tilsvarende gælder at også lagringen er søgt forbedret. Der er ikke i relation til VMPIII angivet konkrete tiltag selvom en øget udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen forventes i VMPIII.

Foranstaltning 10: Reduktion af ammoniakfordampning

Reduktion af ammoniakfordampningen ved udbringning kan ske dels ved hurtig indarbejdning i jorden (pløjning) eller ved brug af nedfældning. Tidligere analyser har vist, at nedfældning på lerjord ikke er hensigtsmæssigt, hvorimod der på sandjord om foråret kan opnås en højere kvælstofeffekt som følge af den såkaldte placeringseffekt.

Foranstaltning 11: Reduktion af ammoniaktab fra stalde

Ved etablering af nye stalde bør forskrifter angivet i de såkaldte BAT (Best Available Technology) fra Skov- og Naturstyrelsen, samt Landscenteret følges for at begrænse ammoniakfordampningen. Effekten afhænger af hvilken staldtype og husdyrkategori, der er tale om. Der kan være tale om forsuring eller kildeseparation, hvor urin adskilles fra den fast del allerede under stalde. Hyp-pig udmugning er en anden metode, hvor udmugning kan foregå mange gange daglig, hvorved henliggetiden og dermed ammoniakfordampningen reduceres. I tilknytning til lavere ammoniak fordampning søger flere teknologier også at reducere lugtmissionen. Det er imidlertid ikke givet, at reduktion i ammoniakfordampningen også giver en reduktion i lugten. Det vurderes, at f.eks. fodring og højtryksbrusning, kan hjælpe til at reducere en del af lugtmissionen, men andre teknologier så som biologisk rensning af stalduft har en stor effekt, men er også relative dyre.

Foranstaltninger der kun kan tages i anvendelse på nationalt niveau:

Afgift på kunstgødning

Afgift er i givet fald landsdækkende, og er indført som en balanceafgift hvor N-input afgiftsbelægges og N-output gives et tilskud. Afgiften sættes til 8 kr. pr. kg N og effekten er udregnet efter dette niveau. Det antages, at de nuværende gødningsnormer er afviklet således, at der opnås fuld effekt af en afgift. Kvælstof har i dag en skyggepris på 7-8 kr. pr. kg N som følge af at gødningsnormerne ligger 10 % under optimum. Uden afvikling af de nuværende normer ville effekten af en afgift blive mindre.

En afgift på 8 kr. pr. kg N vil betyde en reduktion i forbruget af handelsgødning med ca. 30.000 tons N i forhold til fuld VMPII. (Se tabel 5.3. i Jacobsen et al., 2004). Der sker en reduktion i N-overskuddet med ca. 64.000 tons N i forhold til fuld VMPII.

DMU har angivet, at afgiften vil reducere N-udvaskningen med 10.000 tons N, hvilket svarer til 1/3 af faldet i forbruget af handelsgødning. Opgjort pr. ha svarer dette til ca. 3,8 kg N pr. ha i reduceret udvaskning fordelt på det samlede landbrugsareal på 2,66 mio. ha. Det antages, at en afgift på N måske også vil reducere P tildelingen og dermed P-tabet, men omfanget er usikkert.

Reduktionen i ammoniakemission til luften er hentet fra tabel 10.1 i Jacobsen et al., 2004

Ændring af gødningsnorm

Der er regnet med følgende reduktioner:

- 1 En yderligere reduktion af kvælstofnormerne med 10 pct. på nationalt plan
- 2 Fosfornormer for at reducere fosforoverskud

En yderligere reduktion af N-normerne er i VMPIII beregnet til at give en reduktion af kvælstofudvaskningen på ca. 11.600 tons N (Jacobsen et al., 2004). I forhold til et areal på 2,66 mio. ha svarer det til 4,3 kg N pr. ha. Ammoniakfordampningen reduceres med ca. 900 tons NH₃-N, hvilket svarer til 0,4 kg NH₃-N pr. ha.

Fosfornormer vil reducere fosfor udvaskningen, men omfanget er usikkert.

8.1.2 Økonomi ved driftsmæssige foranstaltninger

Tabel 8-2: Budget og velfærdsøkonomisk omkostningseffektivitet ved driftsmæssige foranstaltninger

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringsomkostning kr./enhed	Produktionsværditab kr./enhed	Teknisk levetid	Investeringsomkostning kr./enhed	Produktionsværditab kr./enhed
Økologisk planteproduktion	ha	0	1.000 – 2.000	---	0	
Økologisk mælkeproduktion	ha	0	1.000	---	0	
Ændrede sorter/afgrøder (lang tids-horisont)	ha	0	??	---	0	??
Efterafgrøder (Rajgræs)	ha	0	250	---	0	215
Vedvarende græs	ha	0	1.900/1.300	---	0	5.000/6.200
Styring/reduktion af markvanding	ha.	0	??		0	
Anvendelse af :						
- gylleseparering	DE	-1.400 - 600	360-1.100	10		
- forsuring		-840	500	10		
Bioforgasning af gylle	DE					
Bedre udbringning af naturgødning (nedpløjning)	DE	0	??	---		
Reduceret ammoniakfordampning (opbevaring, udbringning)	DE	??		10		
Reduktion af ammoniaktab fra stalde	DE	??		10		

Noter til økonomiskemaet:

Foranstaltning 1 og 2: Økologisk plante- og mælkeproduktion

Omkostningen ved at gå fra konventionel til økologisk produktion dækkes i dag ved et økologitilskud, der varierer over tid. Endvidere gives der et omlægnings-tilskud i omlægningsperioden. Tilskuddet afhænger af produktionsform og det samlede støtteomfang. De pågældende tilskud forudsætter en merpris for økologisk mælk. Det blev i analyser forud for VMPIII forudsat at tilskuddet til økologi på mælkebedrifter er 870 kr. pr. ha og at omlægningstilskuddet er 2.110 kr. pr. ha i de første 5 år. Set over en periode på 10 betyder det et tilskud på ca. 1.000 kr. pr. ha pr. år.

Kun 40 pct. af den økologiske mælk sælges i dag som økologisk mælk. Resten bruges i konventionelle produkter som ost, yoghurt m.m. Det må forventes at der fremover kommer et pres mod en lavere økologisk merpris eller højere kvalitetskrav m.m. for at sænke udbuddet, således at udbud i højere grad svarer til efterspørgslen. Det blev i analyser forud for Vandmiljøplan III antaget, at bedrifter der konverterer til økologisk produktion ikke nødvendigvis kan forvente en merpris. I dette tilfælde vil jordrentetabet være ca. 2.000 kr. pr. ha højere end angivet ovenfor.

De senere år er den økologiske merpris på planteprodukter faldet betydeligt og er nu under 50 %. Dette har presset indtjeningen i den økologiske planteavl. Omvendt er det lykket for heltids økologiske planteavlere at opnå en indtjening der er på niveau med konventionelle.

Foranstaltning 3: Ændrede sorter og afgrøder

Det vurderes, at ændrede sorter over tid vil medføre et højere udbytte og dermed et lavere kvælstoftab ved samme kvælstofnorm. Omfanget er ikke nærmere bestemt, men det antages at omkostningerne er begrænsede (nyt såsæd).

Foranstaltning 4: Efterafgrøder

Etablering af efterafgrøder er i VMPIII anslået til 250 kr. pr. ha. Nye efterafgrødearealer vil typisk være dyrere, hvorfor en omkostning på 300-500 kr. pr. ha ikke er usandsynlig. Omkostningen afhænger meget af sædskiftet på den enkelte bedrift. De velfærdsøkonomiske omkostninger er opgjort til ca. 300 kr. pr. ha. De velfærdsøkonomiske omkostninger inkl. afledte effekter udgør ca. 215 kr. pr. ha.

Foranstaltning 5: Vedvarende græs

Vedvarende græs som erstatning for afgrøder i omdrift vil betyde en reduktion i indkomsten. Omfanget varierer fra bedrift til bedrift alt efter sædskifte. I vandmiljøplan III arbejdet blev det budgetøkonomisk anslået til 3-4.000 kr. pr. ha, mens det egentlige budgetøkonomiske jordrentetab som gennemsnit for Odense Fjord blev opgjort til 2.500 kr. pr. ha. Det tilsvarende velfærdsøkonomiske jordrentetab blev opgjort til 4.200 kr. pr. ha. Det er her afgørende om husdyrproduktionen kan opretholdes uændret. (Jacobsen et al., 2004)

Der er i et efterfølgende projekt set nærmere på jordrentetabet og det viser sig her at også valg af rente har betydning for jordrentetabet og hvilke bedriftstyper

der har det største tab (Schou og Abildtrup, 2005). For hele Danmark er jordrentetabet opgjort budgetøkonomisk 1.900 kr. pr. ha for planteavl og 1.300 kr. pr. ha for husdyrbedrifter. Når det budgetøkonomiske tab overraskende nok er mindre på husdyrbedrifter skyldes det valg af renten på 6 % som husdyrbedrifterne ikke kan forrente. Ved en rente på 4 % er tabet størst på husdyrbedrifter nemlig 2.400 kr. mod 2.300 for bedrifter med planteavl.

De velfærdsøkonomiske tab er henholdsvis 5.000 og 6.200 kr. pr. ha for henholdsvis planteavl og bedrifter med planteavl og husdyr.

I forhold til EU-reformen er den generelle vurdering, at jordrentetabet bliver mindre da det ved almindelig udtagning (ikke skov eller vådområder) bliver muligt fortsat at modtage støtte fra enkeltbetalingsordningen.

Foranstaltning 6: Markvanding

Bedre styring og reduktion af markvanding vil potentielt kunne reducere kvælstoftabet. Det har ikke været muligt at opgøre økonomien forbundet med dette.

Foranstaltning 7: Bedre stald eller opbevaring af naturgødning

Ved gylleseparation deles gyllen i to eller flere dele. Det er ikke umiddelbart muligt at angive en entydig omkostning pr. kg N uden kendskab til valg af separationsanlæg.

Ved forsuring (Stahring) reduceres ammoniakfordampningen væsentligt. Der antages her, at forsuring foretages uden efterfølgende fældning. Tilføjes fældning vil dette muliggøre mere specifik separation, men anlægget bliver også dyrere. Tidligere estimerer indikerer en omkostning på ca. 10 kr. pr. tons ved forsuring. (Jacobsen og Hjorth-Gregersen, 2003). Analyser foretaget af Landbrugets Rådgivningscenter viser at nettoomkostningerne ved brug af Staring konceptet er 51 kr. pr. tons mod 23 kr. pr. tons ved traditionel gyllehåndtering ved 500 DE. Meromkostningen udgør således ca. 28 kr. pr. tons eller ca. 500 kr. pr. DE under antagelse af 18 tons gylle pr. DE. (Jørgensen, 2003 og Jacobsen et al., 2002). Investeringen er merinvesteringer i forhold til almindelig gyllehåndtering. Et negativt beløb viser således at det er billigere.

Foranstaltning 8: Biogas

Øget bioforgasning af gylle vil kunne reducere udvaskningen og ammoniakfordampningen. Der ydes i dag et el-produktionstilskud på 27 øre pr. kWh, der betyder at de fleste biogasanlæg balancerer økonomisk, men økonomien i anlæggene svinger dog en del (Hjort-Gregersen, 2003 og Nielsen et al., 2002). Det er svært at angive et entydig økonomisk resultat.

Foranstaltning 9: Bedre udbringning

Beregning af omkostninger kræver, at der sker en angivelse af hvilken teknologi, der tænkes anvendt. Der er derfor ikke foretaget nogen specifik angivelse af omkostningerne for denne foranstaltning.

Foranstaltning 10: Reduktion af ammoniakfordampning

Analysen viser, at der kan være omkostninger forbundet med at påbyde nedfældning på lerjord, mens det på sandjord kan være en gevinst. De nuværende krav til udnyttelse af husdyrgødning betyder allerede, at en del husdyrgødning skal nedfældes for at kravet opfyldes. Der er ikke regnet på omkostninger ved yderligere tiltag som f.eks. nedfældning af alt gylle.

Foranstaltning 11: Reduktion af ammoniaktab fra stalde

Omkostninger ved reduktion af ammoniaktab fra stalde afhænger en del af hvilken metode der vælges og om der er tale om nye eller eksisterende stalde. Der angives ikke her omkostningerne for denne foranstaltning. Tidligere analyser har angivet omkostninger på 0-50 kr. pr. kg N.

Reduktion af lugt ved brug af biologisk rensning kan koste 10-20 kr. pr. slagtesvin.

Foranstaltninger der kun kan tages i anvendelse på nationalt niveau:

Afgift på kunstgødning

Afgift er i givet fald landsdækkende, og er indført som en balanceafgift, hvor N-input afgiftsbelægges og N-output gives et tilskud. Afgiften udgør 8 kr. pr. kg N. Det antages at den nuværende gødningsnorm er afviklet, da effekten af en afgift ellers reduceres ligesom de administrative omkostninger øges i forhold til i dag. Kvælstof har i dag en skyggepris på 7-8 kr. pr. kg N som følge af at gødningsnormerne ligger 10 % under optimum (Jacobsen et al., 2004).

I forhold til en situation uden regulering vil en afgift på 8 kr. betyde en budgetmæssig omkostning på 551 mio. kr. og en velfærdsøkonomisk omkostning på 657 mio. kr. uden afledte effekter. Med afledte effekter er omkostningen beregnet til 458 mio. kr. Der er i dag også omkostninger ved den nuværende normregulering, hvorfor meromkostningen i forhold til fuld VMPII er svær præcis at fastsætte. Omkostningerne blev i forarbejdet til VMPIII anslået til 254 mio. kr. (budgetøkonomisk) og 272 mio. kr. (uden afledte effekter). Det anslås på den baggrund at omkostningerne pr. ha udgør ca. 95 og 102 kr. pr. ha.

De afledte effekter omfatter CO₂ og ammoniak. De er indregnet til en pris på henholdsvis 120 pr. kg CO₂ og 8 kr. pr. kg NH₃-N.

Ændring af gødningsnorm

En yderligere reduktion af kvælstofnormerne med 10 pct. på nationalt plan koster ca. 25 kr. pr. kg N når omkostninger ved proteintab er indregnet (Jacobsen et al., 2004). Landscenteret har også gennemført analyser af dette og de finder, at omkostningerne er noget højere svarende til op imod 50 kr. pr. kg N. Forskellen skyldes bl.a. omfanget af det langsigtede tab og er nærmere belyst i Jacobsen et al. (2004b). Den samlede omkostning er opgjort til ca. 300 mio. kr. eller ca. 113 kr. pr. ha under forudsætning af at langtidseffekt og proteintab kan opgøres til 100 mio. kr. (Jacobsen et al., 2004). De velfærdsøkonomiske omkostninger er 202 mio. kr. men heri indgår ikke meromkostninger som følge af langtidstab og forringet proteinværdi.

Omkostninger ved at introducere fosfornormer, der svarer til planternes behov, antages koste ca. 350 mio. kr. da en del husdyrproducenter vil have svært ved at afsætte fosfor i nærmiljøet (Jacobsen et al., 2004). Dette tal er meget usikkert bestemt, men det svarer til ca. 130 kr. pr. ha, men vil variere meget efter lokalitet, hvor specielt de husdyrintensive områder rammes hårdt. Muligheden for afbrænding af fiberfraktionen ved separation vil her reducere omkostningerne betydeligt. Der er ikke foretaget velfærdsøkonomiske beregninger.

8.2 Produktionsreguleringer

Produktionsreguleringer omfatter foranstaltninger i relation til husdyrholdet. Det kan f.eks. være øgede harmonikrav, forbedret foderudnyttelse eller indirekte gennem reduceret medicinanvendelse.

Produktionsreguleringer kan med den gældende lovgivning kun gennemføres ved lovindgreb på nationalt niveau, og kan derfor ikke tages i anvendelse af vanddistriktet som foranstaltning i enkelte vandområder. Skal foranstaltningerne anvendes lokalt, kan det evt. ske ved frivillige aftaler.

Den følgende beskrivelse af produktionsregulerende foranstaltninger er således kun til brug for en meget overordnet og generel vurdering af konsekvenser og økonomi ved en evt. indførelse af produktionsregulerende foranstaltninger.

Øgede harmonikrav

Øgede harmonikrav har primært til opgave at sikre sammenhæng mellem areal og husdyrproduktion. Konsekvensen af strammere harmonikrav er således, at husdyrgødningen spredes på et større areal end tidligere. Dette er hensigtsmæssigt, hvis der er en stigende kvælstofudvaskning med øget mængde. Imidlertid har arbejde i relation til Vandmiljøplan II vist, at der ikke sker en tydelig reduktion af kvælstofudvaskningen ved en stramning af harmonikravene.

Imidlertid kan der godt ske en reduktion af fosfortabet pr. ha når husdyrgødningen spredes over et større areal. Det antages her at harmonikravene strammes til ca. 1,0 DE pr. ha, hvilket vil sikre fosforbalance på de fleste bedrifter. Det kan her bemærkes, at dette vil kræve en betydelig omfordeling af husdyrgødning.

Omkostninger ved øgede harmonikrav er svære at anslå, da der over en kort tidshorisont kan være høje omkostninger i form af øget jordkøb, mens det på længere sigt er muligt at tilpasse produktionen efter de angivne krav uden meromkostninger. Der kan endvidere argumenteres for at harmonikrav begrænser den stigning i produktionen, der alt andet lige ville være forekommet.

Omkostningerne i relation til harmonikrav blev i Vandmiljøplan II anslået til 11 mio. kr. omfattende 25.000 DE (Jacobsen, 2004). Dette svarer til 440 kr. pr. DE.

Forbedret foderudnyttelse

Forbedret foderudnyttelse betyder en bedre udnyttelse af næringsstoffer, der igen betyder, at der med en stadig mindre tilført mængde protein kan opnås den nødvendige vækst. Denne proces har i løbet af Vandmiljøplan II perioden betydet, at kvælstofudvaskningen blev reduceret med 3.800 tons i perioden 1998-2003 eller 760 tons N årligt. Samlet er der i perioden sket en reduktion i kvælstofudskillelsen på 21.500 tons N. En konsekvens af dette var, at forbruget af handelsgødning steg med ca. 9.500 tons N for at kompensere for det manglende kvælstofindhold i gødningen.

Det forventes fremover, at fodereffektiviteten fortsat øges dog måske med lidt lavere effekt, da de første forbedringer altid giver mest. Der må også fremover påregnes forbedringer som følge af bedre fodring. I Vandmiljøplan III forventes en forbedring på 4.000 tons N, hvoraf en del kommer fra forbedret fodring. Der er i tabellen angivet de samlede årlige forbedringer i Danmark, ud fra en antagelse om at kvælstofudvaskningen reduceres med 2.000 tons N i perioden 2004-2014, svarende til 200 tons årligt eller ca. 0,1 kg N pr. DE.

Den forbedret foderudnyttelse forventes også at omfatte øget brug af fytase der betyder at fosfortabet reduceres. Samlet forventes fosforoverskuddet at blive reduceret med 16.350 tons P, mens reduktionen i fosfor udvaskningen ikke er angivet, da den er usikker. Da den nuværende fosforudvaskning er 1.000 tons P synes det sandsynligt at en forbedret fodring vil kunne hjælpe til at reducere tabet, men omfanget er ukendt.

Som angivet i forarbejdet til Vandmiljøplan III forventes udviklingen hen imod forbedret foderudnyttelse ikke at påføre landmanden øgede omkostninger. Dog kan der i kraft af nye teknikker så som fase fodring m.m. være meromkostninger. Det er dog nødvendigt at der fortsat sker en forskning for at opnå disse fordele. I denne sammenhæng anslås omkostningerne til at være begrænsede, idet kun omkostningsneutrale ændringer antages implementeret. Det betyder også, at fodermidler der er dyrere, men som har gode egenskaber i kraft af bedre N-udnyttelse ikke nødvendigvis bliver valgt, hvis omkostningen i form af køb af N med mere er for høj.

Reduceret medicinanvendelse

Der er ikke umiddelbart fundet analyser af hvordan medicinanvendelsen kan påvirke bl.a. kvælstofudvaskningen, hvorfor der ikke kan angives noget nærmere om effekt og omkostninger. Det er dog oplagt at der f.eks. ved omlægning til økologisk jordbrug sker en reduktion af medicinanvendelsen og en reduktion af kvælstofudvaskningen, men det skyldes overgang til en anden produktionsform og ikke en direkte afledt effekt af medicinanvendelsen.

8.3 Arealanvendelse/ændringer

Denne gruppe omfatter langsigtede og permanente ændringer i arealanvendelsen. Disse virkemidler betyder, at dyrkningen af et givet areal ændres således, at det ikke længere kan betegnes som landbrugsdrift.

Der er endvidere en glidende overgang mellem tiltag i denne gruppe og naturgenopretningstiltag.

8.3.1 Konsekvenser af arealanvendelse/ændringer

Tabel 8-3: Konsekvenser – kvælstofudvaskning

	Basis- enhed	Reduktion af udvaskning						
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Braklægning	ha		30	?				
Dyrkningsfrie bræmmer,	ha		70	6,8				
Etablering af Ripariske bufferzo- ner/våde enge (permanenet over- svømmelse)	ha							
Beskyttelse af brinker mod erosion	km							
Vådområder og søer (VMP II)	ha		200	5				
Midlertidige oversvømmelser af ådale	ha							
Rensning af drænvand på enge eller i damme	ha							
Afskæring af dræn og grøfter	ha							
Skovrejsning	ha		40					

Noter til konsekvensskemaet:

Foranstaltning 1: Braklægning

Braklægning minder en del om udtagning som angivet ovenfor. Det antages ikke at der ved braklægning må gå husdyr på arealet, ligesom det ikke tilføres husdyrgødning. Anvendelse af pesticider er dog ikke forbudt.

Foranstaltning 2: dyrkningsfrie bræmmer

Der er her regnet med køb af bræmmer på 10 meter målt fra brinken af vandløbet (5 m på hver side af vandløbet). Effekten og omkostninger er skønnet ud fra oplysningerne i FØI, Indkomsttab ved miljøgræs, vådområder og ekstensive randzoner, side 12 (2004) samt Vandmiljøplan III - Rapport fra fosforgruppen (PU1).

Foranstaltning 3: Ripariske bufferzoner/oversvømmede våde enge

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

Foranstaltning 4: Beskyttelse af brinker mod erosion

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

Foranstaltning 5: Vådområder og søer (VMP II)

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt. Der findes dog nogle foreløbige undersøgelser der indikerer spredningen og størrelsesordenen af den forureningsbegrænsende effekt.

Der er stor spredning på de opnåede reduktioner for kvælstof og fosfor ved etablering af vådområder og søer. Specielt for fosfor er der store udsving og enkelte søer frigav fosfor i undersøgelsesperioden. De i skemaet angivne tal er derfor udtryk for et meget groft gennemsnitligt skøn for de søer og vådområder der er undersøgt i rapporten "Vådområder 2004, Faglig rapport fra DMU, nr. 518" samt de skøn der er angivet i "RENT VAND - Helt enkelt, udgivet i 2005 under projektet RENT-VATTEN - et Interreg IIIA-projekt. Der kan også findes foreløbige resultater i rapporten "Restaurering af Skjern Å, Faglig rapport fra DMU, nr. 531"

Foranstaltning 6: Midlertidige oversvømmelser af ådale

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

Foranstaltning 7: Rensning af drænvand på enge eller i damme

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

Foranstaltning 8: Afskæring af dræn og grøfter

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

Foranstaltning 9: Skovrejsning

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

8.3.2 Økonomi ved arealanvendelse/ændringer

Tabel 8-4: Omkostninger ved ændret arealanvendelse

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringsomkostning Kr/enhed	Produktionsværditab Kr/enhed	Teknisk levetid	Investeringsomkostning Kr/enhed	Produktionsværditab Kr/enhed
Braklægning	ha	0	1.900/1.300	---	0	5.000/6.200
Dyrkningsfrie bræmmer,	ha	1.700	900	---	2.800	- 50
Etablering af Ripariske bufferzoner/våde enge (permanenet oversvømmelse)	ha					
Beskyttelse af brinker mod erosion	km					
Vådområder og søer (VMP II)	ha	100.000	1.200-2.500			2.900-4.200
Midlertidige oversvømmelser af ådale	ha					
Rensning af drænvand på enge eller i damme						
Afskæring af drænen og grøfter	ha					
Skovrejsning	ha		0-1.200			2.100-3.400

Noter til økonomiskema:

Foranstaltning 1: Braklægning

Indkomsttabet ved braklægning svarer til tabet ved udtagning.

Som ved udtagning er der stor forskel på indtjeningen i udgangspunktet og efter den nye landbrugsreform vil det for nogle arealer være muligt, at opnå en større indtjening med enkeltbetalingsordningen end der kan opnås ved at dyrke det pågældende areal.

Det skal endvidere bemærkes, at der i forbindelse med tidligere overslag vedr. vandrammedirektivets omkostninger er anvendt en ”gaffel” på 300 til 3000 kr. pr. ha for det budgetøkonomiske jordrentetab ved arealudtagning på højbundsjord (<http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/CB82B59A-10E1-461F-A9E6-84CDAECB8EBD/0/JSSNotatVandrammedirektiv.pdf>), ligesom der i nye analyser af Schou og Abildtrup (2005) er angivet en gennemsnitsomkostning på kr. 2.000 pr. ha i budgetøkonomiske priser og 5.000 kr. pr. ha i velfærdsøkonomiske priser. Fra alle disse værdier skal fratrækkes evt. braklægningspræmie samt andre økonomiske komponenter (f.eks. afledte effekter) afhængigt af konteksten for arealudtagningen.

Der skal desuden henvises til Schou (2003) for en metodisk og praktisk gennemgang af omkostningsomgørelser ved arealudtagning. Se også teksten vedr. ændret arealanvendelse på kildepladser.

Foranstaltning 2: dyrkningsfrie bræmmer

Der er her regnet med køb af bræmmer på 10 meter målt fra brinken af vandløbet (5 m på hver side af vandløbet). Effekten og omkostninger er skønnet ud fra oplysningerne i FØI, Indkomsttab ved miljøgræs, vådområder og ekstensive randzoner, side 12 (2004) samt Vandmiljøplan III - Rapport fra fosforgruppen (PU1).

Foranstaltning 3: Ripariske bufferzoner/oversvømmede våde enge

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 4: Beskyttelse af brinker mod erosion

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 5: Vådområder og søer (VMP II)

Alle tal er fundet i "Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet", tabel 12.5. Tallene er afrundet til hele 100 og inkluderer ikke afledte effekter som emission af ammoniak og klimagasser. Investeringsomkostningerne er dog skønnet ud fra forskellige danske søprojekter. I "RENT VAND - helt enkelt" fra 2005 angives en gennemsnitlig pris på 46.000 kr. for vådområder.

Foranstaltning 6: Midlertidige oversvømmelser af ådale

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 7: Rensning af drænvand på enge eller i damme

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 8: Afskæring af dræn og grøfter

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 9: Skovrejsning

Alle tal er fundet i "Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet", tabel 12.5. Tallene er afrundet til hele 100 og inkluderer ikke afledte effekter som emission af ammoniak og klimagasser.

8.4 Okkerbekæmpelse

8.4.1 Konsekvenser af okkerbekæmpelse

Det er vanskeligt at opgøre effekten af etablering af tiltag til okkerbekæmpelse, da dette vil variere meget fra opland til opland afhængigt af mange faktorer.

Tabel 8-5: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	total- jern	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Ændret dræning	ha	0	-	-	-	-	-	-
Kemisk fældning	ha	0	-	-	-	-	-	-
Udfældningsbassiner	ha	0	-	-	-	-	-	-

Tabel 8-6: Konsekvenser - Grundvand

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Ændret dræning	ha	-	-	-	-	-	-	-
Kemisk fældning	ha	-	-	-	-	-	-	-
Udfældningsbassiner	ha	-	-	-	-	-	-	-

Noter til konsekvensskemaet:

Foranstaltning 1: Ændret dræning

Udledning af jern i vandløb som følge af dræning af okkerpotentielle arealer kan skyldes både iltning af pyritjern og udledning som følge af jernholdigt grundvand på arealet før dræning. Ændringer i udledningen af jern i forbindelse med ændret dræning vil være meget afhængige af lokale forhold. Nogle af de væsentlige parametre for ændring i jernudvaskningen i forbindelse med ændret dræning er de hydrogeologiske forhold i området samt typen af grundvandsreservoir i området. (Hansen, 1992)

Undersøgelser af jernudledning på en række lokaliteter ved etablering af dræning refereret i Hansen (1992) viser, at den udledte mængde jern på de undersøgte lokaliteter varierer fra 9 kg/ha/år til 7300 kg/ha/år.

Foranstaltning 2: Kemisk fældning

Reduktionen i tilledningen af jern til overfladevand ved etablering af kemisk fældning vil være afhængig af koncentrationen af jern i vandet. Det er ikke muligt at opgive en kvantitativ reduktion i udledningen pr. ha men kun en procentmæssig i forhold til koncentrationen af jern i vandet, der behandles. Den gennemsnitlige rensegrad for kalkfældningsanlæg er i Andersen (1993) angivet

til 65 %. Det angives at denne rensegrad er påvirket af indkøringsproblemer og at der ved optimal dimensionering af anlægget og automatisk pH-styret fældning kan opnås rensegrader på over 90 %

Foranstaltning 3: Udfældningsbassiner

Reduktionen i tilledningen af jern til overfladevand ved etablering af udfældningsbassiner vil være afhængig af koncentrationen af jern i vandet. Det er ikke muligt at opgive en kvantitativ reduktion i udledningen pr. ha men kun en procentmæssig i forhold til koncentrationen af jern i vandet, der behandles.

I Andersen (1993) er angivet at rensegrader for de udfældningsbassiner til bekæmpelse af okker, der er etableret, er så lave at bassinerne ikke kan beskytte vandløbene mod okker. De lave rensegrader kan skyldes at bassinerne er underdimensioneret.

8.4.2 Økonomi ved okkerbekæmpelse

I henhold til okkerloven (lov nr. 180 af 08/05/1985) kan der ydes støtte til både etablering og drift af okkerrensingsforanstaltninger. I nedenstående opgørelse af dels investeringsomkostninger og dels drifts- og vedligeholdelsesomkostninger er der ikke medregnet eventuelle støttebeløb, da dette vil variere fra lokalitet til lokalitet.

Tabel 8-7: Økonomi - okkerbekæmpelse

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid	Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
Ændret dræning	ha					
Kemisk fældning	ha	194.417	46.330	20	227.468	54.207
Udfældningsbassiner	ha	51.094	2815	50	59.780	3293

Noter til økonomiskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Ændret dræning

Driftsøkonomien i forbindelse med en ændret dræning vil ikke som sådan være en egentlig driftsudgift, men vil være et udtryk for produktionstab.

Foranstaltning 2: Kemisk fældning

De i skemaet anførte anlægs- og driftsudgifter er baseret på omkostninger for anlæg etableret for ca. 20 år siden.

Der vil være store variationer i både anlægs- og driftsudgifter fra anlæg til anlæg. Som hovedregel bliver anlægsprisen pr. ha. lavere desto større dræningsareal, der behandles i anlægget. Der vil være anlægsudgifter, der uafhængigt

anlæggets størrelse er opgjort til ca. 100.000 og derudover er der udgifterne, der afhænger af dræningsarealet, der er tilknyttet anlægget.

Driftsudgifterne består dels af udgifter til el og vedligeholdelse af anlægget og oprensning af bundfældningsbassinet. Derudover kommer udgifter til hydrat-kalk. Udgifterne til kalk er proportional med indholdet af jern i vandet, der behandles.

(Andersen, 1993)

Foranstaltning 3: Udfældningsbassiner

De i skemaet anførte anlægs- og driftsudgifter er baseret på omkostninger for anlæg etableret for ca. 20 år siden.

Anlægsudgifterne for udfældningsbassiner er stort set proportionale med arealet, der skal tilknyttes. Dog vil anlægsomkostningerne opgjort pr. ha. formodentlig være lavere for meget store bassiner end for bassiner, der kun har tilknyttet et lille areal.

(Andersen, 1993)

9 Grundvand

9.1 Nedsat/ændret vandindtag

Tabel 9-1: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Reduceret indvinding	mio m ³ /år	-	-	-				
Inddragelse af indvindingstilladelse	mio m ³ /år	-	-	-				
Flytning af kildepladser	mio m ³ /år	-	-	-				
Ny indvindingsstrategi (kemi i magasinet)	mio m ³ /år	-	-	-				
Ny indvindingsstrategi (a.h.t. overfladevand)	mio m ³ /år	-	-	-				
Ny indvindingsstrategi (a.h.t. grundvandsmagasin)	mio m ³ /år	-	-	-				

Tabel 9-2: *Konsekvenser - Grundvand*

	Basis- enhed	Reduktion i tillægning					
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3
Reduceret indvinding	mio m ³ /år						
Inddragelse af indvindingstilladelse	mio m ³ /år						
Flytning af kildepladser	mio m ³ /år						
Ny indvindingsstrategi (kemi i magasinet)	mio m ³ /år						
Ny indvindingsstrategi (a.h.t. overfladevand)	mio m ³ /år						
Ny indvindingsstrategi (a.h.t. grundvandsmagasin)	mio m ³ /år						

Noter til konsekvensskemaet:

Foranstaltning 1-6:

Ifølge DMU er det endnu ikke muligt at angive en effekt eller effekten er så afhængig af lokale forhold, at der ikke kan gives meningsfyldte størrelsesordner for forventelig gennemsnitlig effekt.

9.1.1 Økonomi ved nedsat/ændret vandindvinding

Tabel 9-3: *Økonomi ved nedsat/ændret vandindvinding*

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- rings- omkost- ning Kr/enhed	Produkti- ons- værditab Kr/enhed	Tek- nisk levetid	Investe- rings- omkostning Kr/enhed	Produkti- ons- værditab Kr/enhed
Reduceret indvinding	mio m ³ /år					
Inddragelse af indvindingstilladelse	mio m ³ /år					
Flytning af kildepladser	mio m ³ /år					
Ny indvindingsstrategi (kemi i magasinet)	mio m ³ /år					
Ny indvindingsstrategi (a.h.t. overfladevand)	mio m ³ /år					
Ny indvindingsstrategi (a.h.t. grundvandsmagasin)	mio m ³ /år					

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier i skemaet, men i stedet eksempler og vejledning i kommentarerne til de enkelte foranstaltninger.

Foranstaltning 1: Reduceret indvinding

I Hasler et al (2004) opgøres den budgetøkonomiske omkostning ved vandindvinding for Århus Kommunale Vandværk (ÅKV) til 13,98 kr. /m³ pr. år. Denne omkostning afspejler både drift og investeringer. Denne beregnede omkostning dog væsentlig højere end forbrugsprisen hos ÅKV, som er på kr. 5,81 pr. m³ ekskl. afgifter og spildevand. Hvorvidt de beregnede omkostninger fra ÅKV kan generaliseres vides ikke.

Med udgangspunkt i case-tallene fra ÅKV, kan det anslås at indvindings- og behandlingsomkostninger udgør ca. 30 % af kubikmeteromkostningen, og en reduceret indvinding vil i første omgang kun have effekt på disse driftsomkostninger, der er direkte relateret til indvindingsmængden. Hvis det antages at omkostningerne falder lineært i forhold til indvindingsmængden vil en 20 % indvindingsreduktion således kunne reducere kubikmeterprisen med ca. 6 %.

Fra disse sparede omkostninger skal naturligvis trækkes omkostningerne ved alternativ fremskaffelse af vand andet sted fra eller omkostningerne ved vandbesparende tiltag.

Foranstaltning 2: Inddragelse af indvindingstilladelse

Under antagelse af at en inddragelse af indvindingstilladelse medfører 100 % reduktion af driftsudgifter kan disse fratrækkes den årlige omkostning pr. kubikmeter vand. Behandlingen af de omkostninger, der er tilknyttet investeringer i faste anlæg, er at betragte som *sunk cost* og opgørelse af disse vil afhænge af forskellige faktorer, herunder restlevetid på de eksisterende anlæg. Omkostningen vil derfor i høj grad være afhængig af investeringsstrukturen for det enkelte anlæg der er tilknyttet indvindingstilladelsen

Foranstaltning 3: Flytning af kildepladser

En flytning af kildeplads vil formentlig kræve investering af nye anlæg og nye rør. Hertil kommer omkostninger i forbindelse med boringer og eventuelle omkostninger til det pågældende jordareal. For at kunne beregne den budgetøkonomiske omkostning i forbindelse med flytning af en specifik kildeplads, kræves derfor viden om disse anlægsinvesteringers størrelse og de tekniske anlægs levetid. Hertil kommer viden om de eksisterende anlæg der opgives herunder oprindelige investeringsomkostninger og restlevetid, således at der kan tages højde for den eventuelle *sunk cost* der måtte være forbundet hermed.

Foranstaltning 4: Ny indvindingsstrategi (kemi i magasinet)

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 5: Ny indvindingsstrategi (a.h.t. overfladevand)

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

Foranstaltning 6: Ny indvindingsstrategi (a.h.t. grundvand)

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

9.2 Kunstig infiltration for grundvandsdannelse

9.2.1 Konsekvenser af kunstig infiltration

Tabel 9-4: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indikator 1	Indikator 2	Indikator 3	Indikator 4
Infiltration af industri-/vandløbs-/søvand	mio m ³ /år							

Tabel 9-5: Konsekvenser - Grundvand

	Reduktion i tilledning							
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indikator 1	Indikator 2	Indikator 3	Indikator 4
Infiltration af industri-/vandløbs-/søvand	mio m ³ /år							

Foranstaltning 1: Infiltration af industri/vandløbs/søvand

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier i skemaet.

9.2.2 Økonomi ved kunstig infiltration

Tabel 9-6: Økonomi ved kunstig infiltration

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- rings- omkost- ning Kr/enhed	Produkti- ons- værditab Kr/enhed	Tek- nisk levetid	Investe- rings- omkostning Kr/enhed	Produkti- ons- værditab Kr/enhed
Infiltration af industri/ vandløbs-/søvand	mio m ³ /år					

Noter til økonomiskema:

Foranstaltning 1: Infiltration af industri/vandløbs/søvand

Ifølge DMU er egentlige enhedstal problematiske, da både stedspecifikke forhold samt den konkrete politik-kontekst vil have afgørende betydning. Derfor er ikke angivet værdier.

9.3 Indskrænkning i arealanvendelse

9.3.1 Konsekvenser af indskrænkning i arealanvendelse

Tabel 9-7: Konsekvenser - Overfladevand

	Basis- enhed	Reduktion af udledning					
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3
Begrænsning i arealanvendelse	ha						
Dyrkningsrestriktioner ved kilde- plads	ha						
Dyrkningsfri zone ved kildeplads	ha						

Tabel 9-8: Konsekvenser - Grundvand

	Basis- enhed	Reduktion i tilledning					
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3
Begrænsning i arealanvendelse	ha						
Dyrkningsrestriktioner ved kilde- plads	ha						
Dyrkningsfri zone ved kildeplads	ha						

Noter til konsekvensskemaet:

Foranstaltning 1: Begrænsning i arealanvendelse

Effekten ved begrænsning i arealanvendelse er meget sædskifteafhængig.

Foranstaltning 2: Dyrkningsrestriktioner ved kildeplads

Effekten ved dyrkningsrestriktioner, herunder anvendelsen af pesticider, er meget sædskifteafhængig.

Foranstaltning 3: Dyrkningsfri zone ved kildeplads

Effekten ved dyrkningsfrie zoner er meget sædskifteafhængig, og kan sidestilles med braklægning.

9.3.2 Økonomi ved indskrænkning i arealanvendelse

Data i dette afsnit er hentet fra rapporten: Schou, J.S. 2003. *Samfundsøkonomisk analyse af indvindingsstrategier for grundvand i oplandet til Havelse å*. Konsulentrapport for forskningsprojektet MERIT (Management of the Environment and Resources using Integrated Techniques) under EUs femte rammeprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse, September 2003. Der præsenteres ikke resultater for inddragelse af indvindingstilladelser og begrænsning i arealanvendelse, idet der pt. ikke er foretaget analyser af dette tiltag.

Der er tale om et specifikt case studie for området omkring Frederikssund i Nordsjælland, og tallene skal derfor tages med forbehold herfor. Endvidere omfatter estimerne alene konsekvenser knyttet til afgrødeproduktionen, idet tiltagen i området forventes at kunne gennemføres uden konsekvenser for husdyrproduktionen.

Tabel 9-9: Økonomi ved indskrænkning i arealanvendelse

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdøkonomisk	
		Investeringsomkostning Kr/enhed	Produktionsværditab Kr/enhed	Teknisk levetid	Investeringsomkostning Kr/enhed	Produktionsværditab Kr/enhed
Begrænsning i arealanvendelse	ha	-	-	-	-	-
Dyrkningsrestriktioner ved kildeplads (ingen pesticider)	ha	-	1000	-	-	1250
Dyrkningsfri zone ved kildeplads	ha	-	400	-	-	300

Noter til økonomiskema:

Foranstaltning 1: Begrænsning i arealanvendelse

Økonomien ved begrænsning i arealanvendelse er meget sædskifteafhængig.

Foranstaltning 2: Dyrkningsrestriktioner ved kildeplads

Begrænsning i arealanvendelse omfatter ophør med pesticidanvendelse. Bemærk at effekten er meget sædskifteafhængig.

Foranstaltning 3: Dyrkningsfri zone ved kildeplads

Estimeret som braklægning. Baseret på situationen før fuld gennemførelse af EUs nye landbrugsordninger (enhedsstøtten). I det budgetøkonomiske estimat indgår en gevinst på kr. 150 pr. ha i form af øget jagtleje. I case studiet var målet alene at beskytte mod pesticidforurening. Derfor indgår effekt på N-udvaskning som en afledt gevinst sammen med ændret ammoniaktab og indtjening fra jagtleje. Fradrages N-udvaskningen fra de afledte gevinster, får en omkostning på ca. 300 kr. pr. ha. Det er dette tal, som er angivet i tabellen. Konsekvenserne vil variere betydeligt lokalt samt afhænge af beregningsforudsætninger.

10 Referencer - Diffuse kilder/Arealpåvirkning

Andersen S.P., 1993: Sammenfatning af eksisterende metoder til okkerbekæmpelse. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 24, Miljøstyrelsen 1993

Berntsen, J., DJF, Pers. kommunikation

Hansen B., 1992: Jernudvaskning ved dræning af arealer med jern i grundvand. Miljøprojekt nr. 209, Miljøstyrelsen 1992

Hasler et al, 2004

Hjorth-Gregersen, K. (2003). Økonomien i biogasfællesanlæg. Rapport nr. 150. Fødevarerøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H. (2004). Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II. Rapport nr. 169.. Fødevarerøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H. ; Abildtrup, J.; Andersen, M., Christensen, T.; Hasler, B.; Hus-sain, Z.B.; Huusom, H.; Jensen, J.D.; Schou, J.S. og Ørum, J.E. (2004). Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet – Forarbejde til vandmiljøplan III. Rapport nr. 167. Fødevarerøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H.; Gregersen, K.H., Sørensen, C.G. and Hansen, J.F. (2002). Separation af gylle – en teknisk-økonomisk systemanalyse. [Separation of slurry – a technical and economic assessment]. Rapport nr. 142. Fødevarerøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H.; Jørgensen, V. og Knudsen, L. (2004b). Udbytteændringer og omkostninger ved en reduktion af kvælstofnormerne med 10 pct. ud fra forskellige analyser gennemført af Dansk Landbrugsrådgivning (Landscenteret|Planteavl), Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og Fødevarerøkonomisk Institut (FØI). Fælles notat af 14. September fra Fødevarerøkonomisk Institut, Danmarks JordbrugsForskning og Landscenteret.

Jørgensen, S. H. (2003). Økonomisk vurdering af gylleseparering på svinebedrifter. Notat fra 2003. www.lr.dk. Landbrugets Rådgivningscenter.

- Leth-Petersen, M. et al. (2003): Notat fra Scenariegruppen om reguleringssystemer, valg af virkemidler og opstilling af scenarier. Rapport fra Scenariegruppen (F9). Skov- og Naturstyrelsen.
- Nielsen, H. et al. (2002). Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg. Rapport nr. 136. Fødevareøkonomisk Institut.
- Olesen, J.E. et al. (2004): Jordbrug og klimaændringer. Rapport fra klimagruppen. Rapport nr. 109. Danmarks JordbrugsForskning.
- Pedersen, S - personlig kommunikation 2005
- Schou, J. og Abildtrup, J. (2005). Opgørelse af mistet jordrente ved arealekstensivering i landbruget. Rapport fra Jordrenteprojektet. Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser.
- Schou, J.S. & J. Abildtrup. 2005. Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Faglig rapport nr. 542 fra DMU.
- Schou, J.S. 2003. Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Faglig rapport fra DMU, nr. 443.
- Schou, J.S. 2003. Samfundsøkonomisk analyse af indvindingsstrategier for grundvand i oplandet til Havelse å. Konsulentrapport for forskningsprojektet MERIT (Management of the Environment and Resources using Integrated Techniques) under EUs femte rammeprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse, September 2003
- Skovrejsning og vådområder: Alle tal er fundet i ”Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstofftab til vandmiljøet”, tabel 12.5. Tallene er afrundet til hele 100 og inkluderer afledte effekter på ammoniak og klimagasser.

Punktkilder

I denne del af kataloget behandles kun foranstaltninger, der skal etableres i forbindelse med punktkilder. Punktkilderne er inddelt i fire områder:

- Spildevandsudledninger
- Regnvandsbetingede udledninger
- Dambrug
- Udsivning fra deponier og forurenede grunde.

I skemaerne for reduktion af udledninger er der angivet nogle gennemsnitsværdier for den forventelige reduktion af udledningen. Der vil naturligvis være stor lokal variation på hvor stor en reduktion der opnås ved den enkelte foranstaltning og det er vigtigt at tallene i kataloget blot anvendes som indikatorer og til sammenligninger af forskellige foranstaltninger. Ønskes en mere nøjagtig opgørelse af forureningsreduktionen ved at bruge en bestemt foranstaltning på en punktkilde bør de lokale forhold vurderes nøjere. Enhedstallene bør justeres, hvis forholdene ved den pågældende punktkilde afviger væsentligt fra gennemsnittet.

I enkelte tilfælde er det fundet relevant at angive reduktionen af en anden parameter end BI₅, N og P. I disse tilfælde er den relevante parameter indsat i konsekvensskemaerne.

Indgreb overfor punktkilder retter sig typisk mod en reduktion i belastningen af det enkelte vandområde, men dette er ofte ikke tilstrækkeligt til at opnå en god økologisk status i vandområdet, hvis en lang række andre forhold ikke er opfyldt. Foranstaltninger overfor punktkilder skal derfor ofte ses i sammenhæng med andre foranstaltninger som vandløbsrestaurering, naturgenopretning og evt. arealrelaterede foranstaltninger.

11 Spildevandsudledninger

11.1 Ukloakerede ejendomme/områder

11.1.1 Konsekvenser

Der tages udgangspunkt i en ukloakeret helårsejendom med en husstand, der har udledning til overfladerecipient. Ifølge seneste opgørelse fra Miljøstyrelsen, "Punktkilder 2003", Bilag 4.1 (findes på www.mst.dk) regnes med 2,5 PE pr ejendom samt en forureningsproduktion pr. PE på 21,9 kg BI₅-umod/PE/år, 19,3 kg BI₅/PE/år, 4,4 kg N/PE/år, 1 kg P/PE/år og 50 m³ vand/PE/år, svarende til at der pr. ejendom produceres en belastning på (54,75 kg BI₅-umod /ejendom/år), 48,4 kg BI₅ /ejendom/år, 11 kg N/ ejendom /år, 2,5 kg P/ejendom/år og 125 m³ vand/ejendom/år.

Det er forudsat at ejendommene har bundfældningstank, hvilket giver en reduktion på 30 % for BI₅ og 10 % for både N og P inden udledningen. Den nuværende belastning fra en helårs ejendom antages således i gennemsnit at udgøre 33,9 kg BI₅ /ejendom/år, 9,9 kg N/ ejendom /år, 2,25 kg P/ejendom/år og 125 m³ vand/ejendom/år.

Tabel 11-1: Konsekvenser - Overfladevand

	Basis- enhed	Reduktion af udledning						
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Kloakering	Ejend.	33,85	9,90	2,25				
Lokal rensning - biologisk sandfilter (SO)	Ejend.	31,44	4,40	1,00				
Lokal rensning - minirensanlæg (SOP)	Ejend.	31,44	2,20	2,00				
Fordampningsanlæg (som pilean- læg)	Ejend.	33,85	9,90	2,25				
Nedsivning af spildevand	Ejend.	33,85	9,90	2,25				

Tabel 11-2: *Konsekvenser - Tilførsel til grundvand*

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Kloakering	Ejend.	-	-	-				
Lokal rensning (SO), sandfilter	Ejend.	-	-	-				
Lokal rensning (SOP), minianlæg	Ejend.	-	-	-				
Fordampningsanlæg (som pileanlæg)	Ejend.	-	-	-				
Nedsivning af spildevand	Ejend.	x	x	x				

Noter til konsekvensskemaerne:

Alle foranstaltninger:

Der foreligger ikke entydige undersøgelser om belastning af grundvandet fra ukloakerede ejendomme, hvorfor der ikke er anført oplysninger om evt. belastningsreduktion. Etablering af nedsivning vil give en beskedent øget belastning. Belastningen på grundvandet afhænger af jordens bindingskapacitet samt hvor godt spildevandet renses ved passagen af den umættede zone (afhænger af bl.a. jordtypen og afstanden til grundvandet). Miljøstyrelsen har udsendt flere rapporter om emnet. Generelt sker der en meget betydelig reduktion af BI5 i den umættede zone (95% - 99%), en mindre reduktion af tot-N (80% - 85%) mens bindingen af fosfor er meget afhængig af jordens bindingsevne og bindingskapacitet. Ved kloakering af ejendomme med nedsivning vil der ske en reduktion i belastningen på grundvandet. I 2003 havde ca. 40 % af alle ukloakerede helårs ejendomme nedsivning mens ca. 85 % af de ukloakerede sommerhuse afledte ved nedsivning (Punktkilderrapporten, 2003).

Reduktionerne af udledninger af organisk stof er baseret på de i "punktkilderrapporten, 2003" anførte standardværdier for rensegrader ved de forskellige foranstaltninger.

Sommerhuse benyttes kun en del af året, hvorfor der for sommerhuse kan regnes med ¼ belastning og ¼ reduktion i forhold til de anførte værdier for helårs huse.

11.1.2 Økonomi

Udgifterne (2004 priser) er anført for ejendomme med en husstand, som i gennemsnit har 2,5 indbygger. Anlæggene dimensioneres og etableres imidlertid for en belastning på 5 PE.

I tilfælde af større belastninger fra ejendomme kan omkostningerne (og belastningsreduktionerne) opgøres ved at proportionere ud fra antal PE i ejendommen. Husk at belastningen/reduktionen samt driftsomkostningerne og forure-

ningsmængder er anført pr 2,5 PE, mens investeringsomkostninger er angivet pr 5 PE.

Omkostningerne afholdes af kloakforsyningen og/eller af grundejeren, jf. lov om betalingsregler for spildevand mv.

Der er ikke regnet med særlige sidegevinster eller omkostninger i forbindelse med fastsættelsen af velfærdsøkonomien.

Tabel 11-3: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringsomkostning kr./ejendom	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./ejendom	Teknisk levetid År	Investeringsomkostning kr./ejendom	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./ejendom
Kloakering	Ejendom	100.000	1.500	50	117.000	1.755
Lokal rensning - biologisk sandfilter (SO)	Ejendom	55.000	1.500	20	64.350	1.755
Lokal rensning - minirensesanlæg (SOP)	Ejendom	55.000	4.000	15	64.350	4.680
Fordampningsanlæg (som pileanlæg)	Ejendom	60.000	2.000	20	70.200	2.340
Nedsivning af spildevand	Ejendom	25.000	1.400	20	29.250	1.638

Noter til økonomiskema:

For alle foranstaltninger gælder at de velfærdsøkonomiske omkostninger alene omfatter afgiftsforvridningsfaktoren, mens der ikke er nogen væsentlige sidegevinster/omkostninger ved disse ikke skattefinansierede foranstaltninger.

Kloakering:

1) Anlægsudgiften til kloakering er prissat ud fra et tryksat system, hvor der gennemsnitligt skal anlægges 200 m ledning pr. ejendom og 1 pumpestation pr 2 ejendomme. Ved større afstand mellem ejendomme kan der tillægges 300 kr. pr m.

2) I driftsomkostninger er indregnet 8 kr./m³ til drift og afskrivninger på det modtagende rensesanlæg, dvs. 400 kr./år/ejendom.

Lokale løsninger:

For alle de lokale løsninger er det forudsat, at det eksisterende afløbssystem er i orden, og at der findes en 2 m³ stor bundfældningstank. Hvis dette ikke er tilfældet kan der forventes ekstraomkostninger på 10-20.000 kr. pr ejendom. Der kan i øvrigt henvises til DANVAs "Vejledning for spildevandsplanlægning for

det åbne land", som løbende opdateres (findes på www.danva.dk) og som også indeholder priser på andre løsninger.

11.2 Kloakerede områder

11.2.1 Konsekvenser

Indgrebene i de kloakerede områder handler primært om at reducere vandmængden og evt. stofmængden, der afledes til renseanlæg. Størstedelen af spildevandet (90 % i 2003) renses i MBNDK-anlæg (eller bedre). Spildevandet renses i disse anlæg gennemsnitligt til 3,4 mg BI₅/l, 5,2 mg N/l og 0,6 mg P/l. En reduceret vandbelastning af renseanlæggene regnes derfor at nedbringe stofudledningen til recipienter svarende til disse koncentrationer ganget med reduktionen i vandbelastningen.

Tabel 11-4: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI ₅ kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	m ³ /år	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Kloakreovering (in/exfiltration)	ha	0,68	1,04	0,12	200			
Genanvendelse af gråt spildevand	PE	0,037	0,057	0,007	11			
Opsamling og anvendelse af tagvand (kun fælleskloak)	100 m ²	0,298	0,200	0,035	30			
Opsamling og anvendelse af tagvand (kun separatkloak)	100 m ²	0,148	0,059	0,015	30			
Opsamling og anvendelse af urin i jordbrug	PE	0,039	0,059	0,007	11,4			
Reduktion af vandforbrug	1000 m ³	3,4	5,2	0,6	1000			

Tabel 11-5: *Konsekvenser - Tilførsel til grundvand*

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Kloakreovering (in/exfiltration)	ha	-	-	-				
Genanvendelse af gråt spildevand	PE	0	0	0				
Opsamling og anvendelse af tagvand (kun fælleskloak)	100 m ² tag	0	0	0				
Opsamling og anvendelse af tagvand (kun separatkloak)	100 m ² tag	0	0	0				
Opsamling og anvendelse af urin i jordbrug	PE	-	-	-				
Reduktion af vandforbrug	1000 m ³	0	0	0				

Der foreligger ikke rapporter om omfang af eller behov for reduktion af forureningsbelastning af grundvandet fra kloakerede områder, hvorfor der ikke er anført oplysninger om evt. belastningsreduktion. Ved anvendelse af urin i jordbruget er det antaget at urinen erstatter tilsvarende gødning og at der derfor ikke vil ske en mærkbar ændring af udvaskningen af næringsstoffer

Noter til konsekvensskema for hovedforanstaltningstyperne:

Foranstaltning 1: Kloakreovering

Det er her antaget, at infiltrationen som følge af kloakreovering kan reduceres med 200 m³/ha/år. Det er antaget at infiltrationen i snit udgør 1.000 m³/ha/år i fælleskloakerede områder og 500 m³/ha/år i separatkloakerede områder. Den faktiske indsivning varierer meget afhængig af lokale forhold. Indsivningen kan ikke begrænses så meget i fælleskloakerede områder, da en stor del af vandmængden reelt er drænvand, der kun kan afledes til kloakken. Det antages at den reducerede vandmængde kun reducerer udledningen fra renseanlæg. Der er ikke indregnet en evt. reduktion af aflastede vandmængder ved overløb i fælleskloakerede områder, idet denne reduktion er meget begrænset.

Tætning af kloaksystemet vil også reducere mængden af udsivning (exfiltration). Dette giver mindsket belastning af grundvandet, men en forøget udledning fra renseanlægget. Der er her ikke taget hensyn til exfiltration. Alle de anførte tal vedrører alene reduktion af indsivningen. Der er således hverken anført værdier for belastningsreduktionen af grundvandet eller den øgede udledning fra renseanlægget som følge af evt. reduktion af udsivning fra kloakken.

Foranstaltning 2: Genanvendelse af gråt spildvand

Der regnes med, at mængden af gråt spildevand fra vask og bad reduceres fra ca. 50 l/PE/d til 20 l/PE/d ved genbrug af en del af vandet, dvs. en reduktion på 30 l/PE/d, svarende til 11 m³/PE/år. Det antages at udledningen fra renseanlægget reduceres tilsvarende. Der er ikke indregnet en evt. reduktion af aflastede

vandmængder ved overløb i fælleskloakerede områder, idet denne reduktion regnes at være meget begrænset. Ovenstående er bl.a. baseret på "Vurdering af etablerede forsøg med opsamling, rensning og genanvendelse af gråvand til toilet skyl." Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 42 2003. Miljøstyrelsen.

Foranstaltning 3: Opsamling og anvendelse af tagvand (kun fælleskloak)

Der afledes gennemsnitligt en regnvandsmængde på 3.950 m³/ha/år fra befæstede arealer, herunder tagflader. Under kraftig regn aflastes en del af dette vand fra de fælleskloakerede områder. De aflastede vandmængder varierer meget fra sted til sted, primært afhængig af hvor store sparebassiner, der er indbygget i afløbssystemet. I henhold til "Punktkilder 2003", Bilag 3, aflastes i gennemsnit 930 m³/ha/år fra fællessystemer i et normalår og resten afledes til renseanlæg.

Det antages derfor at 1/4 af det tagvand der opsamles ville have løbet over ved overløbsbygværker, mens den resterende del ville være blevet udledt gennem renseanlæg. Overløbsvand fra fællessystemer antages i gennemsnit at indeholder 30 mg BI₅/l, 11,4 mg N/l og 2,9 mg P/l (se bl.a. "Punktkilder 2003", Bilag 3.), mens udledningen fra renseanlæg her er sat til 3,4 mg BI₅/l, 5,2 mg N/l og 0,6 mg P/l (MBNDK-rensning). Det er her antaget, at mængden af tagvand der kan opsamles og nyttiggøres, svarer til 75 % af den vandmængde der afledes fra tagfladen. I et normalår vil således kunne opsamles og anvendes ca. 0,3 m³ tagvand pr m² tagflade. Se bl.a. "Boligernes vandforbrug, Den udnyttelige regnvandsressource, Miljøstyrelsen, Boligministeriet, Jan. 1998".

Foranstaltning 4: Opsamling og anvendelse af tagvand (kun separatkloak)

Der afledes gennemsnitligt en regnvandsmængde på 3.950 m³/ha/år fra befæstede arealer, herunder tagflader. Det er her antaget, at mængden af tagvand, der kan opsamles og nyttiggøres, svarer til 75 % af den vandmængde der afledes fra tagfladen (Se bl.a. "Boligernes vandforbrug, Den udnyttelige regnvandsressource, Miljøstyrelsen, Boligministeriet, Jan. 1998). I et normalår vil således kunne opsamles og anvendes ca. 0,3 m³ regnvand pr m² tagflade. Denne regnvandsmængde regnes at indeholde (50 mg COD/l) 5 mg BI₅/l, 2 mg N/l og 0,5 mg P/l, svarende til den gennemsnitlige koncentration af normalt forekommende i blandet separat regnvand fra byområder (se bl.a. "Punktkilder 2003", Bilag 3.). Udledningen fra separate regnvandsudløb regnes at kunne reduceres med den genanvendte vandmængde gange de anførte koncentrationer.

Foranstaltning 5: Opsamling og anvendelse af urin i jordbrug

Det antages, at opsamling af urin, der udgør ca. 430 l/PE/år, også vil medføre et reduceret vandforbrug på 11 m³/PE/år, svarende til den vandmængde der anvendes til skylning og transport af urin. Dette medfører en reduceret udledning fra renseanlægget på ca. 11,4 m³/PE/år. Den reducerede stofbelastning regnes ikke at få indflydelse på udledningskoncentrationerne fra renseanlægget. Da halvdelen af urin og tilhørende vandforbrug sker udenfor boligen, skal de anførte reduktioner halveres, såfremt det vælges kun at opsamle urin fra boliger. Udspredding af urin på jordbrugsarealer vil i uheldige situationer kunne give en begrænset kvælstofbelastning på grundvandet, men dette er ikke kvantificeret. Påvirkningen antages at have et meget begrænset omfang hvis urinen håndteres

og doseres lige så fornuftigt som den kunstgødning urinen erstatter. Yderligere information kan bl.a. findes i Miljøstyrelsens rapportserie "Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning", nr. 49, 34, 30, 23, 14, 10, 6 og 4 samt i nr. 45, 18, og 1 der primært omhandler smitterisici.

Foranstaltning 6: Reduktion af vandforbrug

Det antages at et reduceret vandforbrug alene reducerer udledningen fra renseanlæg. Der er ikke indregnet en evt. reduktion af aflastede vandmængder ved overløb i fælleskloakerede områder, idet denne reduktion regnes at være meget begrænset.

11.2.2 Økonomi

Tabel 11-6: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdskostning kr./enhed
Kloakreovering (in/exfiltration)	ha	72.000	360	75	84.240	421
Genanvendelse af gråt spildevand	PE	7.000	200	20	8.190	234
Opsamling og anvendelse af tagvand (kun fælleskloak)	100 m ²	15.385	77	20	18.000	90
Opsamling og anvendelse af tagvand (kun separatkloak)	100 m ²	15.385	77	20	18.000	90
Opsamling og anvendelse af urin i jordbrug	PE	20.000	600	20	23.400	702
Reduktion af vandforbrug	1000 m ³	0	0	100	0	0

Noter til økonomiskema for hovedforanstaltningstyperne:

Foranstaltning 1: Kloakreovering (in/exfiltration)

Omkostningerne til kloakreovering og effekterne heraf er meget usikkert bestemt og meget afhængig af lokale forhold. Det er antaget, at der er 180 m spildevandsledning (eksklusive stikledninger) i offentlig vej pr ha og at 25 % af disse ledninger skal reoveres (strømpefores) for at opnå den angivne effekt. Der er regnet med 300 mm ledninger som gennemsnit.

Foranstaltning 2: Genanvendelse af gråt spildevand

Økonomien er bl.a. baseret på "Vurdering af etablerede forsøg med opsamling, rensning og genanvendelse af gråvand til toiletskyl" Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 42 2003. Miljøstyrelsen. Der er meget store variationer for økonomien i disse forsøgsanlæg. Anlæggene kan sandsynligvis blive noget billigere i takt med nye erfaringer, produktudvikling og en mere udbredt anvendelse.

Der er her medtaget de direkte omkostninger til etablering og drift af anlægget, mens der ikke er indregnet den enkelte borgers besparelse i indkøb vand (ca. 5+1 kr./m³) og sparet afledningsbidrag (ca. 20 kr./m³). Velfærdsøkonomisk vil der som sidegevinst kunne spares på investeringer i indvindings, behandlings- og distributionssystemer.

Foranstaltning 3 og 4: Opsamling og anvendelse af regnvand

Det privat opsamlede regnvand kan dels nyttiggøres som erstatning for vandforsyningsvand i husholdning eller produktion og dels til vanding i haver. Prisen er væsentlig forskellig, idet intern anvendelse kræver ekstra og særligt beskyttede vandinstallationer, mens vanding kun kræver beskedne investeringer til lagring af vandet. Til gengæld vil der i en stor del af året ikke være behov for vanding. Det er her antaget at det opsamlede vand anvendes til WC-skyl og tøjvask (kræver en tank på ca. 4 m³ pr bolig). Den anførte pris svarer til enhedsomkostningerne ved enfamiliehuse, mens der ved etageejendomme kan regnes med lidt lavere omkostninger.

Der er her medtaget de direkte omkostninger til etablering og drift af anlægget, mens der ikke er indregnet den enkelte borgers besparelse i indkøb af vand (ca. 5+1 kr./m³) og sparet afledningsbidrag (ca. 20 kr./m³). Velfærdsøkonomisk vil der som sidegevinst kunne spares på investeringer i indvindings, behandlings- og distributionssystemer.

Foranstaltning 5: Opsamling og anvendelse af urin i jordbrug

Omkostningerne til opsamling, lagring og udbringning af urin i jordbruget er meget afhængig af om der kan etableres et større system med såvel rationel drift som sikre aftagere af produktet. Det er her antaget at opsamlingen sker i begrænsede områder og bebyggelser, og at der derfor vil kunne regnes med lavere omkostning, hvis systemet bliver mere udbredt.

Der er her medtaget de direkte omkostninger til etablering og drift af urinanlægget, mens der ikke er indregnet den enkelte borgers besparelse i indkøb vand (ca. 5+1 kr./m³) og sparet afledningsbidrag (ca. 20 kr./m³). Velfærdsøkonomisk vil der som sidegevinst kunne spares på investeringer i indvindings, behandlings- og distributionssystemer.

Foranstaltning 6: Reduktion af vandforbrug

Foranstaltningen går på reduceret vandforbrug, som i vid udstrækning kan opnås ved mere ressourcebevidst adfærd samt ved intern genbrug af vandet til flere formål. Omkostninger til opnåelse af reduceret vandforbrug kunne f. eks være oplysningskampagner eller lignende, mens der ikke kræves store investeringer i nye installationer m.v. Her er omkostningerne sat til 0 kr., idet det er antaget at generelle kampagner om miljøbevidsthed vil give den ønskede effekt. Man skal dog være opmærksom på, at der med de høje vandpriser/afgifter allerede er opnået væsentlige reduktioner i vandforbruget, og at effekten af den høje pris måske aftager efterhånden som folk vænner sig til den høje pris.

Der ikke er indregnet den enkelte borgers besparelse i indkøb vand (ca. 5+1 kr./m³) og sparet afledningsbidrag (ca. 20 kr./m³). Velfærdsøkonomisk vil der

som sidegevinst kunne spares på investeringer i indvindings, behandlings- og distributionssystemer.

11.3 Kommunale/fælles renseanlæg

11.3.1 Konsekvenser

Udledningen fra renseanlæg kan reduceres ved udbygning af renseanlæggets renseniveau. Den største del af spildevandet (90 %) blev i 2003 rensset i MBNDK anlæg, hvoraf flere var forsynet med efterpolering (filtre, laguner el lignende).

Det fremgår af "Punktkilder rapport 2003" fra Miljøstyrelsen (findes på www.mst.dk), at den vægtede gennemsnitlige spildevandsmængde udledt gennem renseanlæg i 2003 var 273 l/PE/d og at stofmængderne pr. PE i 2003 var 60 g BI₅(umodificeret)/PE/d, 53 g BI₅/PE/d, 13,7 g N/PE/d og 2,8 g P/PE/d.

På basis af punktkilder rapportens oplysninger er i nedenstående skemaer opstillet de forventelige gennemsnitlige udløbskoncentrationer og årlige udledte mængder ved forskellige typiske renseniveauer. Disse oplysninger samt bilag 1.6.a og bilag 1.6.b i "Punktkilder 2003" kan anvendes ved beregning af effekt for andre rensforanstaltninger end de der er angivet i konsekvensskemaet.

Tabel 11-7: xx

Middelkoncentrationer i spildevand udledt fra renseanlæg	Basis-enhed	BI5 mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
Urenset		194,1	50,2	10,3
MBN		4,2	18,6	2,3
MBNDK		3,4	5,2	0,6
Efterpolering på MBNDK, filter		2,2	4,2	0,4
Årlig udledning fra renseanlæg pr. PE a 60 g/BI5umod/d (53 g/BI5mod/d/PE)	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år
Urenset	PE	19,34	5,00	1,03
MBN	PE	0,42	1,85	0,23
MBNDK	PE	0,34	0,52	0,06
Efterpolering på MBNDK, filter	PE	0,22	0,42	0,04

Tabel 11-8: *Konsekvenser - Overfladevand*

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Urenset ->MBNDK	PE	19,00	4,48	0,97				
MBN->MBNDK	PE	0,08	1,34	0,17				
Efterpolering på MBNDK, filter	PE	0,12	0,10	0,02				
Desinfektion (UV)	PE	0	0	0				
Afskæring af udledning (med MBN-rensning) til andet vandområde	PE	0,42	1,85	0,23				
Separat håndtering af industrispildevand (udtræden af kloakforsyningen)	PE	0	0	0				

Tabel 11-9: *Konsekvenser - Grundvand*

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Urenset ->MBNDK	PE	-	-	-				
MBN->MBNDK	PE	-	-	-				
Efterpolering på MBNDK, filter	PE	-	-	-				
Desinfektion (UV)	PE	-	-	-				
Afskæring af udledning til andet vandområde	km	-	-	-				
Separat håndtering af industrispildevand (udtræden af kloakforsyningen)	PE	-	-	-				

Noter til konsekvensskema:

Der foreligger ikke rapporter om belastning af grundvandet fra renselanlæg med udledning til overfladevand, hvorfor der ikke er anført oplysninger om evt. belastningsreduktion. Forureningsbelastning vil kun kunne forekomme, hvis der sker udsivning fra det vandområde hvortil det rensede spildevand udledes.

Foranstaltning 1: Urenset->MBNDK

Reduktionen svarer til forskellen mellem direkte urenset udledning og udledning ved MBNDK rensning ned til de koncentrationer, der i 2003 blev fundet som gennemsnit af alle danske MBNDK anlæg (Punktkilder, 2003, bilag 1.6).

Foranstaltning 2: MBN->MBNDK

Reduktionen svarer til forskellen mellem udledning ved MBN rensning og udledning ved MBNDK rensning ned til de koncentrationer, der i 2003 blev fundet som gennemsnit af alle danske MBN og MBNDK anlæg (Punktkilder, 2003, bilag 1.6).

Foranstaltning 3: Efterpolering med filter på MBNDK anlæg

Reduktionen svarer til forskellen mellem udledning ved MBNDK rensning og udledning ved MBNDK rensning suppleret med et efterpoleringsfilter (MBNDKF). Der antaget udledning med koncentrationer, svarende til det der i 2003 blev fundet som gennemsnit af alle danske MBNDK og MBNDKF anlæg (Punktkilder, 2003, bilag 1.6).

Foranstaltning 4: Desinfektion med UV

UV vil give en reduktion i den bakteriologiske forurening, men vil ikke give nogen ændring i det rensede spildevands indhold af BI₅, tot-N og tot-P.

Foranstaltning 5: Afskæring af udledningen til andet vandområde

Reduktionen svarer til ophør af udledningen fra et MBN anlæg med koncentrationer, svarende til det der i 2003 blev fundet som gennemsnit af alle danske MBN anlæg (Punktkilder, 2003, bilag 1.6). Reduktionen vedrører dog kun det vandområde som hidtil har været belastet, mens der vil komme en ny eller forøget udledning det sted, hvor spildevandet fremover skal renses og udledes.

Foranstaltning 6: Separat håndtering af industrispildevand

Der kan ikke angives et generelt tal for reduktionen ved at en eller flere industrier udtræder af kloakforsyningen, idet det har stor betydning om udledningen fortsat vil foregå indenfor vandområdet og om den rensegrad industrien vil gennemføre er på samme niveau som den rensning der gennemføres på det kommunale anlæg. I skemaet er antaget at såvel den industrielle som den kommunale rensning svarer til MBNDK rensning, hvorfor reduktionen er nul. Er renseniveauet forskelligt kan anvendes de reduktioner der anført for forskellige renseniveauer på kommunale renseanlæg (forudsætter at sammensætningen af industrispildevandet svarer nogenlunde til kommunalt spildevand).

11.3.2 Økonomi

Tabel 11-10: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
Urenset->MBNDK	PE	3.000	120	30	3.510	140
MBN->MBNDK	PE	2.100	120	30	2.457	140
Efterpolering på MBNDK, filter	PE	300	1.5	20	351	1,76
Desinfektion (UV)	PE	230	12	10	269	14,04
Afskæring af udledning til andet vandområde	km	1.500.000	75.000	60	60	60
Separat håndtering af industrispildevand (udtræden af kloakforsyningen)	PE	3.000	120	30	3.510	140

Noter til økonomiskema:

Foranstaltning 1: Urenset->MBNDK

Der regnes med etablering af et helt nyt renseanlæg anlagt i ikke bymæssig bebyggelse og med normale jord og funderingsforhold. Prisen er baseret på et anlæg på 10.000 PE. Anlægsudgifterne (og driftsudgifterne) er baseret på priskurver fra Winther et al., (2004). Enhedsomkostningerne stiger ved mindre anlægsstørrelser og falde ved større anlæg. Anlægs- og driftsomkostningerne pr PE for andre anlægsstørrelser: 2.000 PE: 4.000/150, 40.000 PE: 1.900/100 og for anlæg større end 100.000 PE kan regnes med 1.900/90.

Foranstaltning 2: MBN->MBNDK

Der regnes med udbygning af et eksisterende MBN renseanlæg i ikke bymæssig bebyggelse med plads til udvidelse og med normale jord og funderingsforhold. Prisen er baseret på udbygning af et anlæg på 10.000 PE, hvor det er regnet med at en stor del af den eksisterende maskinelle installation skal udskiftes. Anlægsudgifterne (og driftsudgifterne) er baseret på priskurver fra Winther et al (2004), samt erfaringer for meromkostningerne ved ombygning frem for nybygning. Enhedsomkostningerne for udbygning stiger ved mindre anlægsstørrelser og falde ved større anlæg. Anlægs- og driftsomkostningerne pr PE for andre anlægsstørrelser: 2.000 PE: 2.250/150, 40.000 PE: 1.200/100 og for anlæg større end 100.000 PE kan regnes med 1.050/90.

Foranstaltning 3: Efterpolering med filter på MBNDK anlæg

Der regnes med udbygning med grusfiltre til efterpolering på et eksisterende MBNDK renseanlæg i ikke bymæssig bebyggelse med plads til udvidelse og med normale jord og funderingsforhold. Prisen er baseret på efterpolering for et anlæg på 50-100.000 PE. Anlægsudgifterne (og driftsudgifterne) er baseret på

priskurver fra Winther et al (2004), samt erfaringer fra konkrete projekter og overvejelser i bl.a. Århus Kommune. Enhedsomkostningerne for efterpolering stiger ved mindre anlægsstørrelser og falde ved større anlæg. Anlægsomkostningerne pr PE for anlæg på ca. 2.000 PE vil være ca. 400 kr., mens prisen ved anlæg større end 150.000 PE vil vær omkring 200 kr.

Foranstaltning 4: Desinfektion med UV

Prisen er usikker da der kun er bygget få anlæg i Danmark. Tilsvarende er den tekniske levetid for rørene af stor betydning, idet disse skal udskiftes jævnlige for at opretholde et tilstrækkeligt højt UV-niveau. Driftsomkostningerne er meget afhængige af elprisen. Her er regnet med en el-pris på 0,50 kr. pr kWh. Udskiftningen af UV-rør er her indregnet i anlægsinvesteringen og den tekniske levetid, men kunne i stedet have været indregnet i driftsomkostningerne, da det er en kendt løbende geninvestering.

Foranstaltning 5: Afskæring af udledningen til andet vandområde

Der regnes med en spildevandsmængde (inkl. noget regn) på 0,01 l/s/PE. Ved 5.000 PE bør kapaciteten af den afskærende ledning derfor være omkring 50 l/s. Der regnes med en pumpestation pr 2 km og at halvdelen af ledningslængden udføres som trykledning. Omkostninger er anført for afskæring af et fælleskloakeret område på 5.000 PE. Ledningen og pumpestation er regnet etableret i ubefæstede arealer. Hvis dele af ledningen skal lægges i befæstede arealer skal der for disse dele af ledningen tillægges ca. 800 kr./m. Ved større vandmængder kan omkostningerne meget groft skønnes til $800 + 8,3 \cdot \text{vandmængde (i l/s)}$ kr./m i ubefæstede arealer plus et tillæg på 800-1000 kr./m hvor ledningen er placeret i befæstede arealer. Anlægsudgifterne er baseret på priskurver fra Andersen et al (2002) med korrektion af prisniveau til 2004.

Foranstaltning 6: Separat håndtering af industrispildevand

Det er her antaget at sammensætningen af industrispildevandet svarer til almindeligt forekommende kommunalt spildevand. Prisen svarer til et nyt MBNDK anlæg som for foranstaltning 1, Urenset \rightarrow MBNDK. Der er her ikke taget hensyn til at der evt. frigives kapacitet på det kommunale renseanlæg, som derved evt. kan udskyde eller helt undgå en udbygning.

11.4 Udledninger fra industrier m.v.

11.4.1 Konsekvenser

Udledningerne fra industrier er meget forskellige selv indenfor de enkelte virksomhedstyper. Der kan derfor ikke anføres noget generelt om effekten af at ændre på en industriudledning. Man må i stedet i de konkrete tilfælde opgøre belastningen og vurdere hvilke muligheder der er for begrænsning af udledningerne af de enkelte stoffer, der er aktuel for den pågældende virksomhed. I skemaerne er anført værdier svarende til de reduktioner der kan forventes hvis industrispildevandet i sammensætning svarer til almindeligt forekommende spildevand fra byområder, nemlig middelkoncentrationer på ca. 200 mg BI5/l, ca. 50 mg tot-N/l og ca. 10 mg tot-P/l. Ved højere koncentrationer, men nogenlunde samme sammensætning, kan der forventes større reduktion end anført i ske-

maet. Som tommelfingerregel kan regnes med at reduktionen stiger proportionalt med koncentrationen.

Ved afskæringsløsningen fjernes hele den nuværende belastning. Man skal dog være opmærksom på at det nye vandområde og/eller det modtagende kommunale renseanlæg får en ekstra belastning.

Mulighederne for indførelse af renere teknologi og den forventelige effekt heraf kan ikke angives generelt, men må vurderes i det konkrete tilfælde. Overslagsmæssigt kan anvendes de rapporter, der er udarbejdet for forskellige brancher eller virksomhedstyper, som f. eks. Miljøprojekt Nr. 573, 2000, Renere teknologi på fjerkræslagterier.

Tabel 11-11: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indikator 1	Indikator 2	Indikator 3	Indikator 4
Urenset -> MBN-rensning	PE	18,92	3,15	0,80				
MBN->MBNDK	PE	0,08	1,34	0,17				
Afskæring til kommunalt renseanlæg	km	alt	alt	alt				
Afskæring af udledning til andet vandområde	km	alt	alt	alt				
Renere teknologi (BAT)	PE	individer	individer	individer				

Tabel 11-12: Konsekvenser - Grundvand

	Reduktion af udledning							
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indikator 1	Indikator 2	Indikator 3	Indikator 4
MBN-rensning	PE	-	-	-				
MBN->MBNDK	PE	-	-	-				
Afskæring til kommunalt renseanlæg	PE	-	-	-				
Afskæring af udledning til andet vandområde	PE	-	-	-				
Renere teknologi (BAT)	PE	-	-	-				

Noter til konsekvensskemaerne:

Der er generelt ingen forventelig reduktion af påvirkningen af grundvandet ved de her beskrevne foranstaltninger, da der i forvejen ikke forventes nogen påvirkning af grundvandet fra denne type udledninger til overfladevand. Har ud-

ledningen af industrispildevandet hidtil været foretaget ved nedsivning eller udsprøjtning må der forventes en reduktion af belastningen af grundvandet.

Foranstaltning 1: Urenset->MBNDK

Reduktionen svarer til forskellen mellem direkte urensset udledning og udledning ved MBN rensning ned til de koncentrationer, der i 2003 blev fundet som gennemsnit af alle danske MBN anlæg (Punktkilder, 2003, bilag 1.6).

Foranstaltning 2: MBN->MBNDK

Reduktionen svarer til forskellen mellem udledning ved MBN rensning og udledning ved MBNDK rensning ned til de koncentrationer, der i 2003 blev fundet som gennemsnit af alle danske MBN og MBNDK anlæg (Punktkilder, 2003, bilag 1.6).

Foranstaltning 3 og 4: Afskæring af spildevandsudledningen

Reduktionen svarer til ophør af udledningen fra den enkelte virksomhed og kan derfor ikke angives generelt. Reduktionen vedrører dog kun det vandområde som hidtil har været belastet, mens der vil komme en ny eller forøget udledning det sted, hvor spildevandet fremover skal renses og udledes.

Foranstaltning 5: Renere teknologi

Reduktionen af udledninger ved indførelse af renere teknologi kan ikke angives generelt, men må vurderes for den enkelte virksomhed eller virksomhedstype. Overslag til overordnede betragtninger kan findes i branchespecifikke undersøgelser af potentialer for og forventelig effekt af renere teknologi.

11.4.2 Økonomi

Omkostningerne er meget afhængig af den enkelte virksomheds produktion, beliggenhed m.v., hvorfor der ikke kan gives generelle overslag for industriens omkostninger ved gennemførelse af de nævnte tiltag. For afskæringsløsningerne drejer det sig primært om transport af en vandmængde, hvorfor der kan opstilles rimeligt sikre nøgletal for etablering og drift af ledningsanlæg. For renselanlæg er der angivet overslag for rensning af spildevand med en sammensætning svarende til almindeligt forekommende kommunalt spildevand. Afviger sammensætningen af industrispildevandet meget fra kommunalt spildevand, bør der gennemføres individuelle vurderinger.

Tabel 11-13: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
MBN-rensning	PE	1.600	85	30	1.872	99
MBN->MBNDK	PE	2.100	120	30	2.457	140
Afskæring til kommunalt renseanlæg	km	1.500.000	18.000	60	1.755.000	21.060
Afskæring af udledning til andet vandområde	km	1.500.000	18.000	60	1.755.000	21.060
Renere teknologi (BAT)	PE	x	x	x	x	x

Noter til økonomiskemaet:

Foranstaltning 1: Urenset->MBN

Der regnes med etablering af et helt nyt renseanlæg anlagt i ikke bymæssig bebyggelse og med normale jord og funderingsforhold. Prisen er baseret på et anlæg på 10.000 PE. Antallet af PE beregnes ud fra 53 gram BI₅-modificeret/dag/PE. Afviger sammensætningen af spildevandet væsentligt fra sammensætningen af almindeligt byspildevand kan tallene i skemaet ikke bruges. Anlægsudgifterne (og driftsudgifterne) er baseret på priskurver fra Winther et al. (2004) Enhedsomkostningerne stiger ved mindre anlægsstørrelser og falde ved større anlæg. Anlægs- og driftsomkostningerne pr PE for andre anlægsstørrelser: 2.000 PE: 4.000/150, 40.000 PE: 1.900/100 og for anlæg større end 100.000 PE kan regnes med 1.900/90.

Foranstaltning 2: MBN->MBNDK

Der regnes med udbygning af et eksisterende MBN renseanlæg i ikke bymæssig bebyggelse med plads til udvidelse og med normale jord og funderingsforhold. Prisen er baseret på udbygning af et anlæg på 10.000 PE, hvor det er regnet med at en stor del af den eksisterende maskinelle installation skal udskiftes. Antallet af PE beregnes ud fra 53 gram BI₅-modificeret/dag/PE. Afviger sammensætningen af spildevandet væsentligt fra sammensætningen af almindeligt byspildevand kan tallene i skemaet ikke bruges. Anlægsudgifterne (og driftsudgifterne) er baseret på priskurver fra Winther et al. (2004), samt erfaringer for meromkostningerne ved ombygning frem for nybygning. Enhedsomkostningerne for udbygning stiger ved mindre anlægsstørrelser og falde ved større anlæg. Anlægs- og driftsomkostningerne pr PE for andre anlægsstørrelser: 2.000 PE: 2.250/150, 40.000 PE: 1.200/100 og for anlæg større end 100.000 PE kan regnes med 1.050/90.

Foranstaltning 3 og 4: Afskæring til kommunalt renseanlæg eller Afskæring af udledning til andet vandområde

Der regnes med en spildevandsmængde på 50 l/s. Der regnes med en pumpestation pr 2 km og at halvdelen af ledningslængden udføres som trykledning. Ledningen og pumpestation er regnet etableret i ubefæstede arealer. Hvis dele af ledningen skal lægges i befæstede arealer skal der for disse dele af ledningen tillægges ca. 800 kr./m. Ved større vandmængder kan omkostningerne meget groft skønnes til $800 + 8,3 \cdot \text{vandmængde (i l/s) kr./m}$ i ubefæstede arealer plus et tillæg på 800-1000 kr./m hvor ledningen er placeret i befæstede arealer. Anlægsudgifterne er baseret på priskurver fra Andersen et al. (2002) med korrektion af prisniveau til 2004. Der er ikke medtaget omkostninger til udbygning/opgradering af det kommunale renseanlæg der skal modtage industrispildevandet, eller til etablering af renseforanstaltninger ved et andet vandområde.

Foranstaltning 5: Renere teknologi

Der kan ikke opstilles generelle tal for omkostningerne/fortjenesten ved at indføre renere teknologi (BAT) da det er meget individuelt fra virksomhed til virksomhed. Grove økonomiske overslag kan evt. hentes fra undersøgelser af de enkelte branchers muligheder for indførelse af renere teknologi

12 Regnvandsbetingede udledninger

12.1 Overløb, reduktion af vandmængder

12.1.1 Konsekvenser

Alle BI₅ mængder er angivet som BI₅ modificeret.

Vurderingerne af konsekvenser tager udgangspunkt i et eksisterende fælleskloakeret område med overløb og bassiner svarende til landsgennemsnittet i 2003. I gennemsnit er 40 % af det befæstede areal tilsluttet en form for bassin, mens de resterende 60 % af det fælleskloakerede areal ikke er forsynet med bassiner. Der afledes gennemsnitligt en regnvandsmængde på 3.950 m³/ha/år fra befæstede arealer, herunder tagflader. Under kraftig regn aflastes en del af dette vand fra de fælleskloakerede områder. De aflastede vandmængder varierer meget fra sted til sted, primært afhængig af hvor store sparebassiner, der er indbygget i afløbssystemet. I henhold til "Punktkilder 2003", Bilag 3, aflastes i gennemsnit 930 m³/ha/år fra fællessystemer i et normalår og resten afledes til renseanlæg.

Overløbsvand udledes iht. "Punktkilder 2003" med et gennemsnitligt forureningsindhold på 11,4 mg tot-N/l og 2,9 mg tot-P/l. BI₅ indholdet er ikke medtaget i punktkilderrapporten, men sættes her til 30 mg BI₅/l. For den øvrige del af regnvandet (3.020 m³/år) regnes med, at dette udledes gennem MBNDK-reseanlæg med koncentrationer på 3,4 mg BI₅/l, 5,2 mg tot-N/l og 0,6 mg tot-P/l (gennemsnitlig udledning for et kommunalt MBNDK renseanlæg, jf. "Punktkilderrapport 2003").

Man skal være opmærksom på at den anførte reduktion i forureningsbelastningen ikke nødvendigvis er relevant for det betragtede vandområde, idet udledningen af overløbsvand og udledningen fra renseanlægget ofte vil ske til forskellige vandområder.

Principielt vil der ved nedsivning ske en vis belastning af grundvandet, men der er ikke fundet tilstrækkelige informationer herom til at kunne angive forventelige påvirkninger/reduktioner ved ændret håndtering af regnvandsbetingede udledninger.

Tabel 12-1: *Konsekvenser - Overfladevand*

Fælleskloak	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Nedsivning af tagvand lokalt	bef. ha	38,17	26,31	4,51				
Nedsivning af vejvand lokalt	bef. ha	38,17	26,31	4,51				
Forsinkelsesbassiner	bef. ha	34,60	8,06	2,99				
Lokal forsinkelse af tagvand (tætte faskiner på matriklen etc)	bef. ha	17,30	4,03	1,50				
Separatkloakering	bef. ha	18,4	18,4	2,5				

Tabel 12-2: *Konsekvenser - Grundvand*

Fælleskloak	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Nedsivning af tagvand lokalt	bef. ha	0	0	0				
Nedsivning af vejvand lokalt	bef. ha	0	0	0				
Forsinkelsesbassiner	bef. ha	0	0	0				
Lokal forsinkelse af tagvand (tætte faskiner på matriklen etc)	bef. ha	0	0	0				
Separatkloakering inkl. stik	bef. ha	0	0	0				

Noter til konsekvensskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1 og 2: Nedsivning af tagvand lokalt og Nedsivning af vejvand lokalt

Ved vurderingen af belastningsreduktionerne ved nedsivning af tagvand eller vejvand, er det forudsat at alt regnvand fra de omhandlede arealer kan nedsives. Reduktionen er angivet pr. befæstet areal, hvilket kan være bl.a. tagflader eller et vejareal omregnet til et 100 % tæt areal. Reduktionen udgøres dels af den reducerede overløbsmængde og dels den reducerede udledning af regnvand gennem renseanlægget (MBNDK-rensning). For BI5 og P opnås den største reduktion ved overløbene mens reduktionen af N udledningen er størst ved renseanlægget.

Foranstaltning 3: Forsinkelsesbassiner

Ved vurdering af effekten af forsinkelsesbassiner tages udgangspunkt i et fælleskloakeret opland uden forsinkelsesbassin. Effekten er opgjort for et afløbstal på 2 l/s/r.ha og et bassin på 10 mm (=100 m³/ha befæstet), svarende til at bassinet kan rumme 10 mm nedbør i oplandet. Reduktionen består af to bidrag: en begrænset udledning ved overløbene og en øget udledning gennem renseanlægget. Man skal være opmærksom på at reduktionen ikke fordobles ved f.eks. at bygge 20 mm bassin i stedet for 10 mm bassin. Langt den største effekt opnås

ved de første 10 mm bassin. Beregninger viser at reduktionen ved 10 mm bassin ca. 8 kg N/år/bef.ha. mens der kun opnås en yderligere reduktion på 0,4 kg N/år/bef.ha ved at øge fra 10 til 20 mm bassin.

Foranstaltning 4: Lokal forsinkelse af tagvand

Ved lokal forsinkelse af regnvand på den enkelte grund er det i praksis næppe muligt at udføre en præcis neddrøsling af afløbet. Det er derfor antaget, at effekten ved lokal forsinkelse kun er halvdelen af den effekt, der kan opnås ved centrale bassiner med effektiv styring og udligning af den vandmængde, der føres videre mod renseanlægget.

Foranstaltning 5: Separatkloakering (af eks. fælleskloakeret område):

Forureningsbelastningen fra separate udløb af regnvand er på årsbasis af samme størrelsesorden som den gennemsnitlige aflastning fra fælleskloakerede områder. Ved separatkloakering af et fælleskloakeret område kan effekten variere meget fra område til område. Effekten, eller mangel på samme, er bl.a. meget afhængig af omfanget af bassiner i det eksisterende fælleskloakerede område. Jo mere eksisterende bassinvolumen jo mindre effekt af separatkloakering. Den her angivne effekt svarer til separatkloakering af et gennemsnitligt fælleskloakeret areal som angivet i "punktkilder 2003". Ved separatkloakering kontra etablering af store bassiner i fælleskloakerede områder, skal man være opmærksom på at der er stor forskel på effekten om der ses på årlige mængder eller sjældne ekstremhændelser. Separate regnvandsudløb giver store udledte mængder lokalt, mens fælleskloak med store bassiner friholder de lokale recipienter, bortset fra enkelte sjældne hændelser. Den anførte reduktion er summen af effekten ved overløb, regnvandsudløb og renseanlægget, som ikke nødvendigvis udleder til samme vandområde. For BI5 er effekten på ca. 18 kg/r.ha således beregnet som en årlig reduktion ved overløb på ca. 28 kg/r.ha, en reduktion ved renseanlægget på ca. 10 kg/r.ha og en øget udledning på ca. 20 kg/r.ha for de nye regnvandsudløb.

12.1.2 Økonomi

Tabel 12-3: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdskostning kr./enhed
Nedsivning af tagvand lokalt	bef. ha	1.790.833	0	30	2.095.275	0
Nedsivning af vejvand lokalt	bef. ha	1.075.000	5.375	30	1.257.750	6.289
Forsinkelsesbassiner	bef. ha	800.000	8.000	50	936.000	9.360
Lokal forsinkelse af tagvand (tætte faskiner på matriklen etc)	bef. ha	1.033.333	0	30	1.209.000	0
Separatkloakering inkl. stik	bef. ha	3.795.000	18.975	80	4.440.150	22.201

Noter til økonomiskemaet:

Foranstaltning 1: Nedsivning af tagvand lokalt

Det er forudsat at nedsivningen af tagvand kan ske i faskiner etableret i åbne arealer i umiddelbar nærhed af de eksisterende tagnedløb. Der er regnet med et effektivt volumen behov på 27 liter pr m² tagflade. Faskinerne regnes udført som rendefaskiner med en bredde på 1 m og en samlet længde på ca. 7 meter for en tagflade på 120 m². Den anførte pris pr. ha tagflade (pr. befæstet areal) svarer til en gennemsnitlig pris på ca. 22.000 kr. for et parcelhus med 120 m² tagflade. Prisen kan være betydeligt større, hvis der er store reetableringsudgifter efter opgravning i f.eks. asfaltarealer eller dyre haver. Ved sandede jorde, let adgang til nedløbsrørene og åbne arealer kan der spares en del i forhold til de her angivne priser. Endvidere kan der visse steder benyttes billigere metoder, som f.eks. udledning af tagvandet direkte på jordoverfladen.

Foranstaltning 2: Nedsivning af vejvand lokalt

Der regnes med central nedsivning via olieudskiller. Der er ikke indregnet udgifter til etablering af afløbsanlægget frem til olieudskiller, men kun til olieudskiller og nedsivningsanlægget. Hver nedsivningssektion regnes at betjene ca. 2.000 m² befæstet areal og skal have et effektivt magasineringsvolumen på ca. 30 m³ for at begrænse hyppigheden af overbelastning ved kraftige langvarige regnskyl.

Foranstaltning 3: Forsinkelsesbassiner

Der er i overslagene regnet med etablering af mindre (ca. 200 m³) underjordiske bassiner eller rørbassiner i gadeareal. I denne størrelse er rørbassiner generelt billigst, og specielt hvis der alligevel skal ske forbedring af eksisterende ledninger. For mindre lukkede bassiner i områder med begrænset plads kan prisen komme op omkring 20.000 kr./m³. Ønskes installation af finriste eller lignende i bassinerne skal også regnes med en højere pris. Ved store bassiner falder prisen pr. m³. Et lukket betonbassin 8-10.000 m³ vil således kunne bygges for ca. 6.000 kr./m³. Er det muligt at etableres et åbent bassin, f.eks. beklædt med asfalt, kan omkostningerne reduceres til ca. 1.000 kr./m³ næsten uafhængigt af bassinstørrelsen. I de anførte priser er ikke medtaget omkostninger til arealerhvervelse.

Foranstaltning 4: Lokal forsinkelse af tagvand.

Ved lokal forsinkelse af tagvand er der regnet med etablering af konstruktioner i lighed med dem der er beskrevet under foranstaltning 1, nedsivning af tagvand, men med den forskel at volumenfaskinen har tæt bund og sider samt droslet afløb til det eksisterende afløbssystem på grunden.

Foranstaltning 5: Separatkloakering.

Omkostninger til separatkloakering er baseret på at det eksisterende fællessystem med mindre modifikationer kan bruges som regnvandssystem, mens der etableres et nyt system til separat transport af spildevand. Der er medtaget såvel den enkelte lodsejers udgifter til separering på egen grund som kloakforsynings omkostninger til etablering af nye stikledninger og hovedledninger uden for grunden.

12.2 Overløb, lokal rensning

12.2.1 Konsekvenser

Alle BI₅ mængder er angivet som BI₅ modificeret.

Vurderingerne af konsekvenser tager udgangspunkt i et eksisterende fælleskloakeret område med overløb og bassiner svarende til landsgennemsnittet i 2003. I gennemsnit er 40 % af det befæstede areal tilsluttet en form for bassin, mens de resterende 60 % af det fælleskloakerede areal ikke er forsynet med bassiner. Der afledes gennemsnitligt en regnvandsmængde på 3.950 m³/ha/år fra befæstede arealer, herunder tagflader. Under kraftig regn aflastes en del af dette vand fra de fælleskloakerede områder. De aflastede vandmængder varierer meget fra sted til sted, primært afhængig af hvor store sparebassiner, der er indbygget i afløbssystemet. I henhold til "Punktkilder 2003", Bilag 3, aflastes i gennemsnit 930 m³/ha/år fra fællessystemer i et normalår og resten afledes til renseanlæg.

Overløbsvand udledes iht. "Punktkilder 2003" med et gennemsnitligt forureningsindhold på 11,4 mg tot-N/l og 2,9 mg tot-P/l. BI₅ indholdet er ikke medtaget i punktkilderapporten, men sættes her til 30 mg BI₅/l. Reduktionen i udledte mængder er beregnet ud fra forudsætning om, at bassiner generelt renser med 25 % for BI₅ og N, mens de renser med 12,5 % for P. Rensegrader for et kombineret sedimentations- og fældningsanlæg er forudsat til hhv. 55, 18 og 65 % for BI₅, N og P. Kombineret sedimentation og sandfiltrering forudsættes at rense for 75 % af BI₅, mens rensegraden for N og P er forudsat at være 25 %. Med hensyn til rensning af overløbsvand ved desinfektion er det forudsat at dette ikke renser for BI₅, N og P, mens der er forudsat at denne metode fjerner 99 % af indholdet af E.coli i vandet.

Tabel 12-4: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	E.coli antal/år	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Sedimentation i lukket bassin	bef. ha	6,98	5,30	0,34				
Sedimentation og fældning	bef. ha	15,35	1,91	1,75				
Sedimentation og sandfiltrering	bef. ha	20,93	2,65	0,67				
Desinfektion (UV)	bef. ha	0,00	0,00	0,00	9,21E+11			

Tabel 12-5: *Konsekvenser - Grundvand*

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Sedimentation i bassin	bef. ha	-	-	-				
Sedimentation og fældning	bef. ha	-	-	-				
Sedimentation og sandfiltre- ring	bef. ha	-	-	-				
Desinfektion (UV)	bef. ha	-	-	-				

Noter til konsekvensskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Sedimentation i bassiner

Ved vurdering af belastningsreduktionen ved etablering af sedimentationsbassiner på overløbsvandet tages udgangspunkt i et fælleskloakeret opland uden forsinkelsesbassin. Effekten er opgjort for et afløbstal på 2 l/s/red. ha og et bassin på 20 mm (=200 m³/ha befæstet). Opgørelsen af reduktion af stof ved sedimentation i bassiner er baseret på forudsætning om rensegrader på hhv. 25 %, 25 % og 12,5 % for hhv. BI₅, tot-N og tot-P.

Foranstaltning 2: Sedimentation og fældning

Opgørelsen af reduktion af stof ved sedimentation og fældning af overløbsvandeder baseret på forudsætning om rensegrader på hhv. 55 %, 18 % og 65 % for hhv. BI₅, tot-N og tot-P. Det er antaget at størrelsen af bassin og kapaciteten af fældningsanlægget optimeres ud fra økonomi og driftsforhold.

Foranstaltning 3: Sedimentation og sandfiltrering

Ved vurdering af reduktionen i belastningen er forudsat, at der etableres et bassin på 150 m³/ha. På baggrund af dette forudsættes rensegraderne for BI₅, tot-N og tot-P være hhv. 75 %, 25 % og 25 %

Foranstaltning 4: Desinfektion

Etableringen af et UV-anlæg vil kun være relevant i forbindelse med overløb, der er tilknyttet oplande med et areal, der er større end ca. 100 reduceret hektar. UV vil give en reduktion i den bakteriologiske forurening, men vil ikke give nogen ændring i overvandets indhold af BI₅, tot-N og tot-P. Anvendelsen af UV-bestråling kan ikke anbefales på ubehandlet spildevand. Anvendelsen af denne løsning forudsætter, at overløbsvandet inden det ledes til UV-anlægget er blevet filtreret eller har passeret et effektivt sedimentationsbassin.

I opgørelsen af reduktionerne er det forudsat at desinfektion fjerner 99 % af E.coli i overløbsvandet.

12.2.2 Økonomi

Tabel 12-6: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed
Sedimentation i lukket bassin	bef. ha	1.600.000	16.000	50	1.872.000	18.720
Sedimentation og fældning	bef. ha	1.102.071	44.083	20	1.289.423	51.577
Sedimentation og sandfiltre- ring, åbent bassin	bef. ha	189.975	7.823	30	222.271	9.152
Desinfektion (UV)	bef. ha	37.800	1.900	10	44.226	2.223

Noter til økonomiskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Sedimentation i bassiner

Der er regnet med pris pr. m³ svarende til et samlet bassinvolumen på 1000 m³. Det er regnet med at bassinet etableres som et overdækket jernbetonbassin. Prisen er eksklusiv udgifter til arealerhvervelse, hegn, beplantning og bundundersøgelser mv. Driftsomkostningerne er antaget at være 1 % af anlægsomkostningerne.

Foranstaltning 2: Sedimentation og fældning

Ved opgørelse af den nødvendige kapacitet af fældningsanlægget er taget udgangspunkt i at størrelsen på oplandet til fældningsanlægget svarer til størrelsen på et gennemsnitligt opland til et overløbsbygværk. På baggrund af oplysninger fra "Punktkilder 2003" er den gennemsnitlige størrelse på et opland tilknyttet et overløbsbygværk 6,76 ha. Det er antaget at størrelsen af bassin og kapaciteten af fældningsanlægget optimeres ud fra økonomi og driftsforhold.

Foranstaltning 3: Sedimentation og sandfiltrering

Der er regnet med pris pr. m³ svarende til et samlet bassinvolumen på 1000 m³. Der er regnet med at bassinet udføres som et åbent jordbassin med membran i bunden. Prisen er eksklusiv udgifter til arealerhvervelse, hegn, beplantning og bundundersøgelser mv. Driftsomkostningerne er antaget at være 5 % af anlægsomkostningerne. Skal bassinet udføres som lukket bassin kan der overslagsmæssigt bruges en sum af priserne under foranstaltning 1 og 3 for filtre i lukkede bassiner.

Foranstaltning 4: Desinfektion

Prisen er usikker, da der kun er bygget få anlæg i Danmark. Tilsvarende er den tekniske levetid for rørene af stor betydning, idet disse skal udskiftes jævnlige for at opretholde et tilstrækkeligt højt UV-niveau. Driftsomkostningerne er meget afhængige af elprisen. Her er regnet med en el-pris på 50 kr. pr kWh. Udskiftningen af UV-rør er her indregnet i anlægsinvesteringen og den tekniske

levetid, men kunne i stedet have været indregnet i driftsomkostningerne, da det er en kendt løbende geninvestering.

12.3 Regnvand, reduktion af udledt mængde

12.3.1 Konsekvenser

Der tages udgangspunkt i et eksisterende separatkloakeret område med regnvandsudledning uden renseforanstaltninger - dog med olieudskillere hvis der er risiko for olieforurening. Ifølge Miljøstyrelsens "Punktkilderapport 2003" udledes gennemsnitligt 4.000 m³/ha befæstet areal/år, med et forureningsindhold på 2 mg tot-N/l og 0,5 mg tot-P/l. BI₅ indholdet er ikke medtaget i punktkilderapporten, men sættes her til 5 mg BI₅/l. Ved vurderingen af belastningsreduktioner nedenfor ved nedsivning, er det er det forudsat at alt vand fra de omhandlede arealer nedsives - der findes områder, hvor der er praksis for, at der kan etableres overløb til andet afløbssystem, hvis nedsivningsanlægget overbelastes.

Regnvand, specielt fra veje, indeholder en lang række miljøfremmede stoffer (se f.eks. "Punktkilderapport 2003"), som selvfølgelig heller ikke udledes hvis vandet nedsives.

Principielt vil der ved nedsivning ske en vis forøget grundvandsbelastning, men der er ikke fundet egnede informationer herom.

Tabel 12-7: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Nedsivning af tagvand lokalt	bef. ha	19,75	15,80	1,19				
Nedsivning af vejvand lokalt	bef. ha	19,75	5,93	2,37				
Forsinkelsesbassiner	bef. ha	19,75	7,90	1,98				

Tabel 12-8: Konsekvenser - Grundvand

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Nedsivning af tagvand lokalt	bef. ha							
Nedsivning af vejvand lokalt	bef. ha							
Nedsivningsbassiner	bef. ha							

Noter til konsekvensskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Nedsivning af tagvand lokalt:

Ved vurdering af belastningsreduktionerne ved nedsivning af tagvand er det forudsat at alt vand fra de omhandlede arealer nedsives. Reduktionen er opgjort pr. befæstet areal.

Almindeligvis forventes en betydelig fjernelse af de forurenende stoffer i jordlagene ved nedsivning.

Foranstaltning 2: Nedsivning af vejvand lokalt

Ved vurdering af belastningsreduktionerne ved nedsivning af vejvand er det forudsat at alt vand fra de omhandlede arealer nedsives. Reduktionen er opgjort pr. befæstet areal.

Almindeligvis forventes en betydelig fjernelse af de forurenende stoffer i jordlagene ved nedsivning. Principielt vil der ske en vis forøget grundvandsbelastning, men der er ikke fundet egnede informationer herom.

Nedsivningen kan ske via et centralt nedsivningsanlæg efter opsamling af vejvandet, og i dette tilfælde er der mulighed for at rense vandet, f.eks. i en olieudskiller, for at opnå større sikkerhed mod grundvandsforurening.

Specielt i det åbne land ledes regnvandet direkte fra vejen til ubefæstede arealer, herunder vejgrøfter og her vil der være risiko for olieforurening mv. af grundvand, specielt med uheld/spild af olie eller kemikalier.

Foranstaltning 3: Nedsivningsbassiner

Ved vurderingen af effekten af nedsivningsbassiner er forudsat at alt vand fra de omhandlede arealer nedsives. Der er regnet med etablering af et bassin på 20 mm for det separatkloakerede opland, der er tilknyttet nedsivningsbassinet.

Almindeligvis forventes en betydelig fjernelse af de forurenende stoffer i jordlagene ved nedsivning. Principielt vil der ske en vis forøget grundvandsbelastning, men der er ikke fundet egnede informationer herom.

12.3.2 Økonomi

For tagvand er det forudsat, at nedsivningen sker ved lokale faskiner etableret i umiddelbar nærhed af tagedløbsrøret. Der regnes med en rendefaskine med en bredde på 1 m og en længde på 4-15 m/100 m² tagareal afhængig af jordbundsforholdene. Prisen kan være betydeligt større, hvis der er store reetableringsudgifter efter opgravning i f.eks. asfaltarealer eller dyre haver.

Der kan visse steder benyttes billigere metoder, som f.eks. udledning af tagvandet direkte på jordoverfladen.

Tabel 12-9: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed
Nedsivning af tagvand lokalt	bef. ha	1.983.333	0	30	2.320.500	0
Nedsivning af vejvand lokalt	bef. ha	1.075.000	5.375	30	1.257.750	6.289
Nedsivningsbassiner	bef. ha	1.496.000	7.480	50	1.750.320	8.752

Noter til økonomiskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Nedsivning af tagvand lokalt:

Det er forudsat at nedsivningen af tagvand kan ske i faskiner etableret i åbne arealer i umiddelbar nærhed af de eksisterende tagnedløb. Der er regnet med et effektivt volumen behov på 27 liter pr m² tagflade. Faskinerne regnes udført som rendefaskiner med en bredde på 1 m og en samlet længde på ca. 7 meter for en tagflade på 120 m². Den anførte pris pr. ha tagflade (pr. befæstet areal) svarer til en gennemsnitlig pris på ca. 22.000 kr. for et parcelhus med 120 m² tagflade. Prisen kan være betydeligt større, hvis der er store reetableringsudgifter efter opgravning i f.eks. asfaltarealer eller dyre haver. Ved sandede jorde, let adgang til nedløbsrørene og åbne arealer kan der spares en del i forhold til de her angivne priser. Endvidere kan der visse steder benyttes billigere metoder, som f.eks. udledning af tagvandet direkte på jordoverfladen.

Foranstaltning 2: Nedsivning af vejvand lokalt:

Der regnes med central nedsivning via olieudskillere. Der er ikke indregnet udgifter til etablering af afløbsanlægget frem til olieudskillere, men kun til olieudskillere og nedsivningsanlægget. Udgifterne er opgjort for en olieudskillere med en kapacitet på 20 l/sek. Hver nedsivningssektion formodes at betjene ca. 2.000 m² befæstet areal og skal have et effektivt magasineringsvolumen på ca. 30 m³ for at begrænse hyppigheden af overbelastning.

Foranstaltning 3: Nedsivningsbassiner:

Der regnes med central nedsivning via olieudskillere. Der er ikke indregnet udgifter til etablering af afløbsanlægget frem til olieudskillere, men kun til olieudskillere og nedsivningsbassinet. Der er forudsat, at nedsivningsbassinet ikke etableres i lerjord, og at bassinet skal udgraves.

12.4 Regnvand, lokal rensning

12.4.1 Konsekvenser

Der tages udgangspunkt i et eksisterende separatkloakeret område med regnvandsudledning uden rensforanstaltninger. Ifølge Miljøstyrelsens "Punktkilder 2003" udledes gennemsnitligt 4.000 m³/ha befæstet areal/år, med et forure-

ningsindhold på 2 mg tot-N/l og 0,5 mg tot-P/l. BI₅ indholdet er ikke medtaget i punktkilderreporten, men sættes her til 5 mg BI₅/l.

Tabel 12-10: *Konsekvenser - Overfladevand*

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI ₅ kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Sedimentation i åbent bassin	bef. ha	4,94	1,98	0,25				
Sedimentation og fældning	bef. ha	10,86	1,42	1,28				
Sedimentation og sandfiltre- ring, åbent	bef. ha	14,81	1,98	0,49				
Beplantede bassiner	bef. ha	13,83	0,50	0,33				
Olieudskiller	bef. ha	4,94	1,98	0,25				

Tabel 12-11: *Konsekvenser - Grundvand*

	Reduktion i tilledning							
	Basis- enhed	BI ₅ kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Sedimentation i åbent bassin								
Sedimentation og fældning								
Sedimentation og sandfiltre- ring, åbent								
Beplantede bassiner								
Olieudskiller								

Noter til konsekvensskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Sedimentation i bassin

Ved vurdering af reduktionen i belastning er forudsat at der etableres bassin på 200 m³ pr. befæstet hektar. Reduktionen er opgjort som reduktionen i forhold til hvis udledning fra regnvandssystemet foregår direkte uden passage af bassiner.

Opgørelsen af reduktion af stof ved sedimentation i bassiner er baseret på forudsætning om rensegrader på hhv. 25 %, 25 % og 12,5 % for hhv. BI₅, tot-N og tot-P.

Foranstaltning 2: Sedimentation og fældning

Ved vurdering af reduktionen er anvendt de rensegrader, der er rapporteret i forbindelse med rensning af overløbsvand. Der er ikke rapporteret rensegrader for sedimentation og fældning af separat regnvand. Denne løsning kan som udgangspunkt ikke anbefales til rensning af separat regnvand.

Reduktionerne er opgjort med forudsætning om rensegrader på 55 %, 18 % og 65 % for hhv. BI₅, tot-N og tot-P.

Foranstaltning 3: Sedimentation og sandfiltrering

Ved vurdering af reduktionen i belastningen er forudsat at der etableres et bassin på 150 m³/ha. På baggrund af dette forudsættes rensegraderne for BI₅, tot-N og tot-P være hhv. 75 %, 25 % og 25 %

Foranstaltning 4: Beplantede bassiner

Det er forudsat, at der etableres et bassinvolumen svarende til 200 m³ pr. befæstet hektar. Rensegraderne i er forudsat at være 70, 25 og 65 % for hhv. BI₅, tot-N og tot-P.

Foranstaltning 5: Olieudskiller

Det er forudsat at der i forbindelse med olieudskilleren etableres et bassin. Bassin samt olieudskiller er dimensioneret for et gennemsnitlige separatkloakeret opland. Størrelsen af et gennemsnitligt separatkloakeret opland er bestemt ud fra tabel 3.1 i punktkilderrapporten hvor det samlede befæstede areal, der er separatkloakeret samt det samlede antal af regnvandsudløb er opgjort. Ved anvendelse af disse tal fås, at der gennemsnitligt er tilknyttet 3,79 befæstet hektar til hvert regnvandsudløb. Med anvendelse af dette areal samt en forudsætning om, at tilløbet til bassinet skal være 20 l/sek. er bassin størrelsen fastlagt til 650 m³.

Reduktionerne er opgjort med forudsætning om rensegrader på 55 %, 18 % og 65 % for hhv. BI₅, tot-N og tot-P.

12.4.2 Økonomi

Tabel 12-12: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringskostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
Sedimentation i åbent bassin	bef. ha	159.120	1.591	50	186.170	1.862
Sedimentation og fældning	bef. ha	1.179.420	58.971	30	1.379.921	68.996
Sedimentation og sandfiltrering, åbent	bef. ha	189.975	9.499	30	222.271	11.114
Beplantede bassiner	bef. ha	165.390	1.654	50	193.506	1.935
Olieudskiller	bef. ha	152.507	1.525	50	178.433	1.784

Noter til økonomiskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Sedimentation i bassiner

I de økonomiske overslag er det forudsat, at det samlede bassinvolumen, der etableres er på 1000 m³. Er det samlede bassinvolumen mindre vil udgiften pr. m³ blive højere og er det samlede bassinvolumen større vil m³ prisen blive lavere. Der er regnet med at bassinet etableres åbent jordbassin med plastmembran eller sten.. Prisen er eks. arealerhvervelse, hegn, beplantning og bundundersøgelser mv. Driftsomkostningerne er antaget at være 1 % af anlægsomkostningerne.

Hvor det ikke er muligt at etablere et åbent bassin, men nødvendigt at etablere bassinet som overdækket kan anvendes omkostninger for overdækkede betonbassiner som angivet i afsnit 2.2.2.

Foranstaltning 2: Sedimentation og fældning

Det er forudsat, at der etableres et anlæg for et gennemsnitligt separatkloakeret opland. Ifølge "Punktkilder 2003", Bilag 3 er den gennemsnitlige størrelse på et separatkloakeret regnvandsopland tilknyttet et regnvandsudløb på 3,79 ha. Det er antaget at størrelsen af bassin og kapaciteten af fældningsanlægget optimeres ud fra økonomi og driftsforhold.

Foranstaltning: Sedimentation og sandfiltrering

I de økonomiske overslag er det forudsat at det samlede bassinvolumen, der etableres overstiger 1000 m³. Der er regnet med at bassinet udføres som et åbent jordbassin med membran i bunden. Prisen er eksklusiv udgifter til arealerhvervelse, hegn, beplantning og bundundersøgelser mv. Driftsomkostningerne er antaget at være 5 % af anlægsomkostningerne.

Foranstaltning 2: Beplantede bassiner

I de økonomiske overslag er det forudsat er det samlede bassinvolumen, der etableres overstiger 1000 m³. I tilfælde hvor det samlede bassinvolumen er mindre medfører dette en højere udgift pr. m³ bassin. Det er forudsat, at bassinet udføres som et åbent jordbassin med membran i bunden. Prisen er eksklusiv udgifter til arealerhvervelse, hegn, beplantning og bundundersøgelser mv. Driftsomkostningerne er antaget at være 1 % af anlægsomkostningerne.

Foranstaltning 5: Olieudskiller

De økonomiske overslag er lavet med udgangspunkt i at det samlede opland der etableres olieudskiller for svarer til et gennemsnitligt regnvandsopland på 3,79 ha. Driftsomkostningerne er antaget at være 1 % af anlægsomkostningerne.

13 Dambrug

13.1 Baggrund

Udledningen af fosfor og kvælstof fra dambrug stammer primært fra foderspild og fiskenes ekskretioner. I alt anslås det at dambrugene tegner sig for 10 % af fosforbelastningen til ferske vandområder og 20 % af kvælstofudledningen (Miljøstyrelsen 2005).

Dambrugene indberetter til to offentlige statistikker, der dog ikke er helt enslydende. Således rapporterer Miljøstyrelsen (MST) at der i 2003 er registreret 347 aktive ferskvandsdambrug, alle beliggende i Jylland (Miljøstyrelsen 2005). Disse dambrug har anvendt ca. 28.500⁶ tons foder og produceret ca. 29.500 tons fisk. Fiskeridirektoratets statistik angiver 337 ferskvandsdambrug i 2003 med en produktion på ca. 24.500 tons fisk (Fiskeridirektoratet 2005). Produktionen udgøres primært af regnbueørreder og derfor antages en lineær sammenhæng mellem værdien af fisk og produktionen.

Udledningen af næringssalte fra dambrug er der nogen usikkerhed omkring. Udledningen af fosfor og kvælstof opgøres af MST på baggrund af beregninger. Disse er for 2003 beregnet til 90 tons fosfor og 1.119 tons kvælstof. På baggrund af en analysebaseret målemetode er udledningen opgjort til 57 tons fosfor og 684 tons kvælstof. De analysebaserede tal udgør således kun godt 60 % af de beregnede udledninger. De analysebaserede tal og de beregnede tal er dog ikke umiddelbart sammenlignelige af forskellige årsager, herunder dårlige vandmængdemålinger og lave prøveantal. Generelt tyder det på at de beregnede tal er højere end de analysebaserede målinger (Miljøstyrelsen 2005), og da nærværende notat baserer sig på de beregnede udledninger er de fremkomne estimater givetvis et overkantsskøn.

⁶ Det refererede tal i MST (2003) er ca. 28.000 tons foder, men ved aggregering af tallene for de enkelte amter bliver tallet ca. 28.500 tons foder.

13.2 Beregnede udledninger

De beregnede udledninger baserer sig på en næringsstofbalance i det enkelte dambrug. Udledningen af kvælstof kan iflg. Miljøstyrelsen (1992) beregnes som

$$\text{Total N} = \text{Foderforbrug(kg)} \times \text{N-indhold i foder} - \text{Produktion(kg)} \times \text{N-indhold i fisk}$$

Hertil kommer en reduktion svarende til den kvælstofspecifikke renselsesgrad i dambrugets filtre og sedimentationsbassiner mv. Denne renselsesgrad ansættes jvf. dambrugsbekendtgørelsen til 7% (Dambrugsbekendtgørelsen, 1997) Ligeledes ansættes N-indholdet i fisk til 3% svarende til 30 kg/ton. N-indholdet i foder varierer mellem 7-9 %. Ved anvendelse af ovenstående formel på de oplyste statistiktal fra Miljøstyrelsens indberetninger i 2003 findes N-indholdet til gennemsnitligt at udgøre 7,29 %. Dette gennemsnitstal vil blive anvendt i de følgende beregninger. Forholdet mellem foderforbrug og produktion angives som foderkvotienten. Denne må iflg. Dambrugsbekendtgørelsen (1997) ikke overskride 1,0. Af statistiktallene fra Miljøstyrelsen kan den gennemsnitlige foderkvotient opgøres til 0,969.

Udledningen af fosfor kan opgøres efter en tilsvarende formel, som af Miljøstyrelsen (1992) beregnes som

$$\text{Total P} = \text{Foderforbrug(kg)} \times \text{P-indhold i foder} - \text{Produktion(kg)} \times \text{P-indhold i fisk}$$

Hertil kommer en reduktion svarende til den fosforspecifikke renselsesgrad i dambrugets filtre og sedimentationsbassiner mv. som jvf. dambrugsbekendtgørelsen ansættes til 20 % (Dambrugsbekendtgørelsen, 1997). P-indhold i fisk ansættes til 5 kg/ton og det gennemsnitlige P-indhold i foderet er beregnet til 0,91 % jvf. samme argumentation som for kvælstof. DMU (2004) rapporterer at en typisk fosforprocent i foder i 1997 var 1 %. Som foderkvotienten anvendes også her den gennemsnitlige kvotient beregnet som 0,969.

Hvor det er muligt, foretages herunder beregninger af ændret udledning af kvælstof og fosfor for forskellige tiltag ved brug af ovennævnte formler og renselsesgrader. Alle beregninger er foretaget på baggrund af udledningen i 2003 og foretages som alt andet lige beregninger. Der mangler generelt viden om omkostningssiden ved reduktionstiltagene. Dette omfatter kapitalinvesteringer, eventuelle årlige drifts og vedligeholdsgifter, anlægs tekniske levealder mm. Disse mangler er forsøgt kvalitativt beskrevet under de relevante tiltag.

13.3 Driftsmæssige foranstaltninger

13.3.1 Konsekvenser

De beregnede reduktioner ved gennemførelse af driftsmæssige foranstaltninger tager udgangspunkt i Miljøstyrelsens statistik vedrørende dambrug i 2003 (Miljøstyrelsen 2005). I rapporten er angivet den samlede produktion, det samlede

foderforbrug samt de samlede udledninger af fosfor og kvælstof fra dambrug i 2003. På baggrund af disse tal opgøres den gennemsnitlige udledning af kvælstof og fosfor pr ton fisk produceret til 37,9 kg N/ton fisk og 3,05 kg P/ton fisk.

Tabel 13-1: xxx

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Behovsstyret fodring	ton fisk	-	0,34	0,05				
Recirkulation af vand	ton fisk	-	0,34	0,05				
Reduktion af medicinforbrug	ton fisk	-	-	-	-			

Noter til konsekvensskemaerne:

Foranstaltning 1: Behovsstyret fodring

Behovsstyret fodring vil formentlig kunne reducere foderspildet og dermed også udledningen af N og P. Der findes ingen sikre undersøgelser af danske dambrugs aktuelle foderspild, men det vurderes at det er lille ved normal drift. Samtidig vurderes det, at et evt. foderspild i form af moderne ekstruderede foderpiller vil kunne opsamles i slamkegle/mikrosigte. Det formodede foderspild vurderes ikke at have nævneværdig betydning for den samlede fordeling af kvælstof og fosfor (DMU 2003).

Reduktion af foderspild vil også give sig udslag i en forbedret foderkvotient. Beregninger af udledninger ved 1 procentpoint forbedring af foderkvotienten er angivet i punkt 2 herunder.

Foranstaltning 2: Recirkulation af vand

En øget genanvendelse af produktionsvandet vil medføre en generel reduktion af forbruget af medicin og give forbedrede muligheder for rensning (MST 2005). Recirkulation af vandet i dambruget hænger sammen med et reduceret vandindtag, hvilket svarer til at man genanvender brugsvandet. Dette har flere fordele for såvel miljø som dambrugsejer. Dels bevirker det en øget egenomsætning⁷, og dels er der flere affaldsstoffer, der ophober sig i produktionsanlægget og medfører således bedre udnyttelse af de tilstedeværende renseforanstaltninger. Således øges mulighederne for optimal udnyttelse af renseforanstaltningernes kapacitet (DMU 2003). Samtidig sikres stabile driftsforhold og et reduceret sygdomspres hvilket bevirker en forbedret foderkvotient.

Det har dog ikke været muligt at kvantificere effekten af dette, og beregningerne af de miljømæssige benefits vil derfor knytte sig til de teoretiske beregninger vedr. en forbedret foderkvotient.

⁷ Ved egenomsætning forstås den fjernelse af affaldsstoffer, der sker i systemet eksklusiv fjernelse i diverse renseforanstaltninger (DMU 2003)

Hvis foderkvotienten ændres med et procentpoint fra 0,969 til 0,959 reduceres udledningen af kvælstof med ca. 10 tons pr. år og fosfor med ca. 1,5 tons pr. år

Foranstaltning 3: Reduktion af medicinforbrug

Anvendelsen af medicin i produktionen af fisk belaster miljøet direkte, idet udledning af medicin, herunder diverse hjælpestoffer og antibiotika har en giftvirkning i vandmiljøet. Forbruget af medicin fordeler sig på en række forskellige produkter, og vurderes samlet set som værende fortsat højt, og uden tendens til nedgang eller substitution med mindre farlige stoffer.

Hvorledes et reduceret medicinforbrug påvirker udledningen af fosfor og kvælstof er dog ikke afdækket, men projekter vedr. dette er i støbeskeen (Sortkjær 2005)

13.3.2 Økonomi

Tabel 13-2: Økonomi

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	Enhed	Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
Behovsstyret fodring						
Recirkulation af vand						
Reduktion af medicinforbrug						

Noter til økonomiskemaer for foranstaltninger:

Foranstaltning 1: Behovsstyret fodring

Omkostningerne ved et sådan tiltag kunne formodes at være kapitalinvestering i ny teknologi. Endvidere ville der også skulle tages hensyn til en formindsket driftsomkostning til foder.

Foranstaltning 2: Recirkulation af vand

Det har ikke været muligt at opgøre omkostningerne forbundet med denne foranstaltning.

Foranstaltning 3: Reduktion af medicinforbrug

Det har ikke været muligt at opgøre omkostningerne forbundet med denne foranstaltning.

13.4 Produktionsregulering

De beregnede reduktioner ved produktionsregulering tager udgangspunkt i Miljøstyrelsen statistik vedrørende dambrug i 2003 (Miljøstyrelsen 2005). I rapporten er angivet den samlede produktion, det samlede foderforbrug samt de sam-

lede udledninger af fosfor og kvælstof fra dambrug i 2003. På baggrund af disse tal opgøres den gennemsnitlige udledning af kvælstof og fosfor pr ton fisk produceret til 37,9 kg N/ton fisk og 3,05 kg P/ton fisk.

13.4.1 Konsekvenser

Tabel 13-3: Konsekvenser

	Basis- enhed	Reduktion af udledning						
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indika- tor 1	Indika- tor 2	Indika- tor 3	Indika- tor 4
Produktionsbegrænsning	ton fisk	-	37,9	3,05				
Nedlæggelse af dambrug	ton fisk	-	37,9	3,05				
Begrænsning i vandindtag	ton fisk	-	-	-				

Noter til konsekvensskemaerne:

Foranstaltning 1: Produktionsbegrænsning

Effekten af en produktionsbegrænsning vil være afhængig af i hvilke dambrug, begrænsningen foretages. Her er beregningerne foretaget på det gennemsnitlige dambrug, men i realiteten ville en produktionsbegrænsning være mest effektiv såfremt den blev foretaget i det (de) dambrug der udleder mest pr. produceret mængde fisk, hvilket blandt andet afhænger af foderkvotient og fysiske anlæg.

Foranstaltning 2: Nedlæggelse af dambrug

Reduktionen i udledningen af N og P ved at nedlægge et dambrug er afhængig af dambrugs størrelse og struktur. Ud fra de amtsbaserede produktionsoplysninger og antal dambrug beliggende i hvert amt er den gennemsnitlige produktionsstørrelse beregnet til at være mellem 48 og 127 tons pr år, med et gennemsnit på 85 tons pr. år. Ca. 70 % af den samlede produktion tegnes af dambrug der har tilladelse til foderforbrug på mere end 100 tons/år. Disse dambrug udgør 36 % af dambrugene (MST 2005). Da produktionen i mellem dambrugene er meget differentieret, må det også forventes at udledningen er ligeså. Beregningerne af de reducerede kvælstof og fosforudledninger fra punktet ovenfor kan i princippet også anvendes her.

Nedlæggelsen af dambruget vil kunne medføre en alternativ anvendelse af dambrugsarealerne. Denne alternative anvendelse er som sådan ikke en direkte konsekvens af nedlæggelsen, og vil i princippet ikke indgå en generel konsekvensberegning. Alligevel skal det nævnes, at Nordjyllands og Århus Amt (2003) anfører muligheden for anlæggelse af våde enge på dambrugsarealerne. Hvorvidt der er mulighed for at etablere våde enge på de nedlagte dambrugsarealer vil komme an på specifikke forhold for det enkelte dambrug. Disse reduktioner varierer i notatet fra Nordjyllands og Århus Amt (2003) vedr. specifikke dambrug mellem 1-5,7 tons N pr. år, og er skønsmæssigt sat til 0,2 kg N pr ha pr år.

Foranstaltning 3: Begrænsning af vandindtag

13.4.2 Økonomi

Tabel 13-4: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed
Produktionsbegrænsning	ton fisk	0	14.700	-	0	-
Nedlæggelse af dambrug	ton fisk	0	14.700	-	0	-
Begrænsning i vandindtag	ton fisk					

Foranstaltning 1: Produktionsbegrænsning

En reduktion af foder på 100 tons svarer til en produktionsnedgang på ca. 103 tons fisk beregnet ud fra den gennemsnitlige foderkvotient. Fra Fiskeridirektoratets (2005) statistik kan der estimeres en værdi pr. tons fisk svarende til ca. 14.700 kr.⁸ og værdien af den mistede produktion kan således opgøres til 1.514.100 kr. i budgetøkonomiske priser. Værdien af æg og kaviar indgår ikke i beregningerne, men produktionsværdien i 2003 er fastsat til ca. 10,5 mio. kr.

I notatet fra Nordjyllands og Århus Amt (2003) er der angivet en række dambrug med oplysninger om den producerede mængde fisk og antal ansatte på dambruget. Således kan der estimeres en faktor 0,019 ansat pr. ton produceret fisk. Anvendt på Fiskeridirektoratets (2005) statistik vedr. produceret mængde fisk i ton og antal ansatte i erhvervet forekommer denne faktor ikke urimelig, idet de 24.482 angivne tons resulterer i et estimat på 463 ansatte holdt op mod de 645 ansatte i statistikken⁹. Samtidig vurderer Nordjyllands og Århus Amt (2003) at der er ca. det dobbelte antal beskæftigede i følgeerhverv. På baggrund af disse oplysninger vil den opgjorte produktionsbegrænsning således frigøre ca. 6 arbejdspladser i dambrugserhvervet. Se i øvrigt Schou & Abildtrup (2005) for en gennemgang af konsekvenserne for frigjort arbejdskraft.

Det reducerede ressourceforbrug i form af mindre foder vil skulle indgå i beregningerne.

Foranstaltning 2: Nedlæggelse af dambrug

De enkelte dambrug vil være forskellige steder i deres afskrivningsforløb af den investerede kapital. Den på nedlæggelsestidspunktet uafskrevne del af investere-

⁸ Dette tal er beregnet som 359.803 t.kr. /24.482 tons fisk

⁹ Statistikken angiver 560 ansatte. Dette tal består af 120 deltidsansatte og 36 sæsonbeskæftigede. Antallet 465 ansatte fremkommer ved at lade deltidsbeskæftigede indgå med en faktor 0,5 og sæsonbeskæftigede med en faktor 0,3.

ringen vil være at betragte som sunk cost. Det reducerede ressourceforbrug til foder vil også skulle medtages. Ligeledes skal de frigjorte arbejdspladser indgå.

Eventuelle erstatninger eller ekspropriationsbehov ville ikke skulle indgå i omkostningerne, i det disse samfundsøkonomisk er at betragte som transfereringer inden for samfundet.

Der vil ofte være investeringsomkostninger forbundet med den alternative arealanvendelse.

Foranstaltning 3: Begrænsning i vandindtag

Der haves ingen oplysninger vedrørende effekten af begrænsninger i vandindtaget.

13.5 Rensning af afløbsvand

De beregnede reduktioner ved gennemførelse af driftsmæssige foranstaltninger tager udgangspunkt i Miljøstyrelsen statistik vedrørende dambrug i 2003 (Miljøstyrelsen 2005). I rapporten er angivet den samlede produktion, det samlede foderforbrug samt de samlede udledninger af fosfor og kvælstof fra dambrug i 2003. På baggrund af disse tal opgøres den gennemsnitlige udledning af kvælstof og fosfor pr ton fisk produceret til 37,9 kg N/ton fisk og 3,05 kg P/ton fisk.

13.5.1 Konsekvenser

Tabel 13-5: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Indikator 1	Indikator 2	Indikator 3	Indikator 4
Sedimentation/filtrering	ton fisk	-	2,65	0,61				
Central mekanisk rensning	ton fisk	-	0	1,22				
Central biologisk rensning	ton fisk	-	11,38	0,92				
Central kemisk rensning	ton fisk	-	-	-				

Noter til konsekvensskemaer:

Foranstaltning 1: Sedimentation/filtrering

Ved anvendelse af slamkegler kan der for N opnås en rensningsprocent på 7 %, hvoraf de 6 % opfanges af slamkegler og den sidste procent bundfældes. Bundfældning vil kunne fjerne fosfor i størrelsesordenen 20-33 %, men det anbefales at anvende en fjernelsesprocent på 20 i beregningerne for ordinære bundfældningsanlæg.

Foranstaltning 2: Central mekanisk rensning

Det vurderes ikke, at rensning i mikrosigte har nogen nævneværdig effekt i forbindelse med kvælstof, hvorimod at rensegraden for fosfor forsigtigt kan antages at være 40.

Ved kombination af bundfældning og mikrosigte kan reduktionen af fosfor reduceres med op til 60 %, men det anbefales at anvende en renselsesgrad på 50 % i beregningerne. Der er heller ikke her nogen nævneværdig effekt af kvælstofreduktion. Fosforreduktionen er beregnet til 33,8 tons pr. år.

Foranstaltning 3: Central biologisk rensning

Etableringen af en plantelagune har primært til formål at fjerne opløst organisk stof og nitratbundet kvælstof. Det forventes at en plantelagune i mange tilfælde vil være effektiv og være i stand til at kunne fjerne en stor del af de uønskede stoffer i vandet inden afledning til recipienten.

I DMU (2000) har et forsøgsprojekt vist at plantelaguner kan reducere med 0,7-1,6 kg P pr uge svarende til 36,4-83,2 kg P pr år (gns. 59,8) og 13-16 kg N uge svarende til 676-832 kg N pr år. (Gns. 754 kg). Samtidig vurderes effekten at være svingende og afhængig af indvandring af planter i lagunen.

I DMU (2003) angives en lineær sammenhæng mellem størrelsen af lagunen og kvælstofreduktionen. Fra erfaringerne eller beregningerne vedr. modeldambrug er reduktionen i intervallet 1.440-6.000 m². lagunestørrelse svarende til en faktor 0,365 kg/år/m². Denne faktor fremkommer som 1 g N pr. m² pr. døgn som et årligt gennemsnit. Fjernelsen vil være afhængig af temperatur, hvor sommermånederne vil have den største effekt, hvor også miljøpåvirkningen i givet fald vil være størst.

Mht. fosfor er der i et modeldambrug blevet konstateret en yderligere fjernelse af 36 % fosfor i plantelaguner. Dermed kan fosforreduktionsprocenten antage værdien 56 %. Der anbefales dog at benytte en renselsesgrad på 30 %. Således kan reduktionen af fosfor beregnes til 11,2 tons fosfor pr. år.

Hverken reduktion af kvælstof eller fosfor i lagunerne ser ud til at være påvirket af produktionens størrelse.

Foranstaltning 4: Central kemisk rensning

Der haves ingen erfaringer vedrørende eller indikationer af effekten af denne foranstaltning.

13.5.2 Økonomi

Tabel 13-6: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed
Sedimentation/filtrering	ton fisk					
Central mekanisk rensning	ton fisk					
Central biologisk rensning	ton fisk					
Central kemisk rensning	ton fisk					

Foranstaltning 1: Sedimentation/filtrering

Oplysninger om omkostningerne vedr. anlæggelse af sedimentations/filtreringsanlæg er ikke fundet.

Foranstaltning 2: Central mekanisk rensning

Oplysninger om omkostningerne vedr. anlæggelse af central mekanisk rensning er ikke fundet.

Foranstaltning 3: Central biologisk rensning

Oplysninger om omkostningerne vedr. anlæggelse af plantelagune er ikke fundet.

Foranstaltning 4: Central kemisk rensning

Oplysninger om omkostningerne vedr. anlæggelse af central kemisk rensning er ikke fundet.

14 Udsivning fra deponier og forurenede grunde

14.1 Udsivning fra deponier og forurenede grunde

Udsivning fra deponier og forurenede grunde er meget afhængig af lokale forhold herunder specielt de hydrogeologiske forhold og karakteren af forureningen/deponiet. Det er derfor ikke muligt at give eksakte værdier for reduktionen af udledninger/udsivninger ved forskellige foranstaltninger. I det følgende er angivet typiske værdier for typiske forureninger, men der bør altid foretages en justering ud fra oplysninger om de lokale forhold og forureningens karakter. Udsivning fra deponier og forurenede grunde er ikke konstant over tiden og vil i de fleste tilfælde ophøre efter en lang årrække, hvis der ikke tilføres ny forurening.

14.1.1 Konsekvenser

"Udledningen" fra forurenede grunde sker typisk ved udsivning til grundvandet og ikke direkte til en recipient. Forureningen nedbrydes undervejs til recipienten, med mindre der er tale om lokal udsivning fra en forurenede grund som grænser op til en recipient f.eks. et industriområde ved en havn.

De væsentligste parametre i forbindelse med udsivning fra forurenede grunde til grundvandet er de flygtige forureningskomponenter som f.eks. monoaromatiske kulbrinter eller chlorerede opløsningsmidler. Mindre flygtige komponenter eller tungere parametre som polyaromatiske hydrokarboner (PAH) eller tungmetaller tilbageholdes typisk i jorden. Graden af udsivning og tilbageholdelse af forureningskomponenterne afhænger i høj grad af lokale geologiske og hydrogeologiske forhold.

Kvalitetskriterierne for forureningskomponenter i grundvand er i høj grad defineret på baggrund af anvendelsen af grundvand som drikkevand. Kvalitetskriteriet i det primære grundvand er for f.eks. benzen 1 µg/l, kulbrinter 9 µg/l, trichlorethylen 1 µg/l og tetrachlorethylen 1 µg/l.

I forbindelse med undersøgelser af forurenede grunde fokuseres på de potentielle forureningskomponenter som f.eks. olieprodukter eller chlorerede opløsningsmidler; typisk foreligger ingen data om BI₅, total-N eller total-P, hvorfor

det ikke er muligt at anføre noget generelt om effekten af en evt. "reduktion af udledning" på disse parametre.

Relevante indikatorer i forbindelse med en vurdering af effekten af en reduktion af udledning fra en forurenende grund er f.eks. monoaromatiske hydrokarboner og chlorerede opløsningsmidler, samt mobile pesticider. I Danmark findes mange erfaringer fra forskellige oprensningsprojekter for forurenninger med olieprodukter og chlorerede opløsningsmidler, derimod findes der ikke mange erfaringer for oprensning af pesticidforurenninger, hvorfor pesticider ikke er medtaget som indikator i det følgende.

Størrelse og karakter af en evt. udsivning direkte til en recipient fra en forurenende grund eller losseplads afhænger af de lokale geologiske forhold og forurenningstypen. Der kan derfor ikke anføres noget generelt om størrelsen af en evt. "reduktion af udledning" som følge af en oprensning på ejendommen. I det konkrete tilfælde må belastningen på recipienten opgøres og reduktionen af afværgeforanstaltningen vurderes herudfra.

Udvaskningskoncentrationerne fra forurenede grunde er typisk lave i forhold til udvaskning af næringssalte eller perkolat fra lossepladser uden membran.

Tabel 14-1: Konsekvenser - Overfladevand

	Reduktion af udledning							Indikator 4
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Fyringsolie	Benzin	Klorerede opløsningsmidler	
Opsamling/rensning af perkolat	m ³ /år	2,0	1,1	0,013				
Udskiftning af jord	ejendom	-	-	-	-	-	-	-
Afværgepumpning/afskæring til rensning	ejendom	-	-	-	-	-	-	-
Jordrensning på stedet (<i>in situ</i>)	ejendom	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 14-2: *Konsekvenser - Grundvand*

	Reduktion af udledning							Indikator 4
	Basis-enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Fyringsolie	Benzin	Klorerede opløsningsmidler	
Opsamling/rensning af perkolat	m ³ /år	2,0	1,1	0,013				
Udskiftning af jord	ejendom	-	-	-	0,16	7,20	6,00	-
Afværgepumpning/afskæring til rensning	ejendom	-	-	-	0,19	8,55	7,12	-
Jordrensning på stedet (<i>in situ</i>)	ejendom	-	-	-	0,18	8,10	6,75	-

Noter til konsekvensskemaerne:

I forbindelse med estimeringen af reduktionen af udledning af olieprodukter (fyringsolie og benzin) og klorerede opløsningsmidler er følgende eksempel forureninger anvendt:

- Ved en typisk forurening med fyringsolie ved parcelhuse og lignende spildes i størrelsesorden 750 - 1000 l fyringsolie. Erfaringsmæssigt kan under 0,5 % af en frisk fyringsolie opløses og transporteres til grundvandet, svarende til ca. 4 kg ved et spild på 1000 l, som udvaskes over ca. 20 år, svarende til en gennemsnitlig belastning på ca. 0,2 kg/år, hvis der ikke gribes ind.
- Ved en typisk større forurening på en tankstation spildes ca. 1500 l benzin. Omkring 30 - 40 % af forureningen er mobiliserbar og udvaskes over 30 - 40 år afhængigt af de lokale geologiske forhold, svarende til en gennemsnitlig belastning på ca. 9,0 kg/år, hvis der ikke gribes ind.
- Ved en typisk forurening med chlorerede opløsningsmidler i forbindelse med f.eks. et renseri eller metalforbearbejdningsindustri findes 200 - 300 kg TCE eller PCE, som udvaskes i løbet af en periode på 40 år, svarende til en gennemsnitlig belastning på ca. 0,2 kg/år, hvis der ikke gribes ind.

Foranstaltning 1: Opsamling/rensning af perkolat

Det er forudsat at perkolatet har en sammensætning som "gammelt" perkolat fra en losseplads, der primært har været anvendt til almindeligt kommunalt affald uden særligt industriaffald. Det antages, at der forholdsvist enkelt kan etableres et opsamlingsdræn/afværgeboringer for opsamling af det meste perkolat fra pladsen. Usikkerheden på de angivne tal er meget stor. I skemaet for konsekvenser for overfladevand er det antaget at alt perkolat løber/siver direkte til overfladevand, mens der i skemaet for grundvand er antaget at alt perkolat siver til grundvandet. Man kan således ikke samtidig indregne både den angivne reduktion for overfladevand og for grundvand. Mængden af perkolat varierer meget, men hvis der ikke haves konkrete oplysninger eller vurderinger kan skøn-

nes en perkolatmængde på ca. 250 mm/år i Jylland og ca. 150 mm på Fyn og Sjælland m.v. Der er forudsat følgende koncentrationer i det ned/ud-sivende gamle perkolat: 2.000 mg BI₅/l, 1.100 mg N/l og 13 mg P/l.

Foranstaltning 2: Udskiftning af jord

Den mest almindelige afværgeforanstaltning er at fjerne kilden til grundvandsforureningen ved at udskifte jorden. Graden af udskiftningen afhænger bl.a. af forureningstypen, beliggenhed, anlægsforhold og geologiske forhold. En reduktion på 80 % af forureningen vil typisk kunne opnås sved hjælp af bortgravning.

Foranstaltning 3: Afværgepumpning/afskæring til rensning

Reduktion af udledning fra en forurennet grund til grundvandet kan også opnås ved afværgepumpning eller afskæring/fiksering af grundvandsforureningen. Typisk opnås en 95 % reduktion af den del af forureningen som er tilgængelig for udvaskning over anlæggets levetid.

Foranstaltning 4: Jordrensning på stedet (in situ oprensning)

Der er også mulighed for reduktion af udledning fra en forurennet grund til grundvandet ved jordrensning på stedet, eller *in situ* oprensning f.eks. jordventilation. Typisk opnås en reduktion af 90 % af den del af forureningen som er tilgængelig for udvaskning i løbet af 5 år, afhængigt af de geologiske forhold.

14.1.2 Økonomi

På baggrund af eksempelforureningen (1.000 ltr. fyringsolie, 1.500 ltr benzin og/eller 250 kg klorerede opløsningsmidler) som beskrevet under skemaet i forrige afsnit samt erfaringer med de forskellige foranstaltningstyper, er der lavet et budgetøkonomisk overslag over investerings- og driftsomkostninger.

Omkostningerne forbundet med reduktion af udledning fra forurenede grunde knytter sig ikke nødvendigvis til en reduktion af alle de valgte indikatorer. F.eks. vil der være forskel på omkostningerne ved udskiftning af jord forurennet med klorerede opløsningsmidler kontra olieprodukter. I forbindelse med afværgepumpning er der mindre forskel på indikator typen, mens der igen i forbindelse med *in-situ* rensning er forskel på om forureningen består af olieprodukter eller klorerede opløsningsmidler.

Tabel 14-3: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed
Opsamling/rensning af perkolat	m ³ /år	300	12	30	351	14
Udskiftning af jord	ejendom	1.600.000	-	1	1.872.000	-
Afværgepumpning/afskæring til rensning	ejendom	570.000	350.000	20	667.000	292.000
Jordrensning på stedet (<i>in situ</i>)	ejendom	1.600.000	300.000	4	1.872.000	351.000

Noter til økonomiskemaet:

Der er ved de velfærdsøkonomiske overslag ikke indregnet den værdiforøgelse af ejendommen man opnår som sidegevinsten ved oprensning af ejendommen eller lossepladsen. Denne sidegevinst kan i mange tilfælde være meget betydelig og er meget afhængig af ejendommens beliggenhed.

Den tekniske levetid er her sat til den periode anlægget skal være i funktion for at fjerne forureningen helt, eller ned til så lave koncentrationer at der reelt ikke kan fjernes mere. Anlæggene kan regnes for afskrevet efter denne periode. principielt burde den tekniske levetid sættes til uendelig, idet forureningen efter behandlingstiden er fjernet for altid.

Foranstaltning 1: Opsamling/rensning af perkolat

Overslaget er baseret på, at der forholdsvist enkelt kan etableres et opsamlingsdræn/afværgeboringer for opsamling af det meste perkolat fra pladsen og at der på stedet er umiddelbar mulighed for placering af et avanceret MBND-rensenanlæg med recirkulering af en del af perkolatet til pladsen. Er der mulighed for tilslutning til et eksisterende MBNDK rensenanlæg vil omkostningerne kunne reduceres lidt. Tilslutningen vil beslaglægge en del af kapaciteten på det eksisterende rensenanlæg, og prisen for denne del skal medregnes som omkostning ved perkolatbehandlingen.

Foranstaltning 2: Udskiftning af jord

I forbindelse med udskiftning af jord på en tankstation eller lignende forekommer udelukkende "investeringsomkostninger" og ingen driftsomkostninger, idet forureningen straks bliver fjernet. Entreprenørarbejdet udføres som regel på en måned, inklusive reetablering af arealet (f.eks. asfaltering). Dertil kommer rådgiverydelser i forbindelse med undersøgelser inden gravearbejdet samt det miljøteknisk tilsyn og afrapportering overfor myndighederne. Entreprenørydelserne omfatter bortgravning og bortkørsel af jord, jordrensning samt fjernelse af installationer og understøbning af bygninger.

Såfremt forureningen ligger meget dybt forøges omkostningerne til udskiftning af jord. Vanskelige geotekniske forhold kan ligeledes forøge omkostningerne væsentligt.

Foranstaltning 3: Afværgepumpning/afskæring til rensning

Omfanget af investerings- og driftsomkostninger ved afværgepumpning/afskæring er stort set den samme for hver af de angivne forureningstyper. Investeringsomkostningerne indeholder omkostninger til vandrensning inden udledning af det oppumpede vand. Investeringsudgifterne omfatter etablering af borer, pumper, rør og én rensenhed. Renseenheden skal erfaringsmæssigt udskiftes efter 10 år.

Driftsomkostningerne forbundet med afværgepumpning/afskæring omfatter strøm, monitorering, afrapportering og vedligehold. Desuden omfatter driftsomkostningerne afledningsudgift, dvs. omkostningerne afhænger meget af mængden af udledt vand. I det budgetøkonomiske overslag er regnet med en afledningsafgift på 12 kr./m³. Ved en flux på 1 m³/t - 5 m³/t svarer dette til afledningsafgifter på 100.000 - 500.000 kr./år.

Foranstaltning 4: Jordrensning på stedet (in situ oprensning)

Erfaringsmæssigt beløber en jordrensning på stedet sig til ca. 1000 kr./ton jord med en fordeling på 50 % til etableringsomkostninger og 50 % til driftsomkostninger. Beløbet forudsætter en forurening på 300 kg chlorerede opløsningsmidler med en gennemsnitskoncentration på 50 mg/kg.

15 Litteratur - Punktkilder

- Danmarks Miljøundersøgelser 2000: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Arbejdsrapport DMU nr 138
- Danmarks Miljøundersøgelser 2003. Modeldambrug. Arbejdsrapport nr. 183
- Dambrugsbekendtgørelsen, 1997: Bekendtgørelse om ferskvandsdambrug.
- Danmarks Fiskeriundersøgelser 2004: Undersøgelse af biologiske halveringstider, sedimentation og omdannelse af hjælpestoffer og medicin i dam- og havbrug, samt parameterfastsættelse og verifikation af udviklet dambrugsmodel.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2000: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Arbejdsrapport DMU nr. 138
Danmarks Miljøundersøgelser 2003. Modeldambrug. Arbejdsrapport nr. 183
- Fiskeridirektoratet 2005: Akvastatistik. <http://www.fd.dk/stat/akvatab.htm>
- Miljøstyrelsen 1992: Miljøforhold ved dambrug. Hav- og spildevandskontoret, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 2003: Vurdering af etablerede forsøg med opsamling, rensning og genanvendelse af gråvand til toiletskyl." Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 42 2003. Miljøstyrelsen.
- Boligernes vandforbrug, Den udnyttelige regnvandsressource, Miljøstyrelsen, Boligministeriet, Jan. 1998
- Winther et al., 2004: Spildevandsteknik" fra 2004
- Andersen et al. 2002: Afløbsteknik
- Miljøstyrelsen, 2005: Punktkilder 2003.
- Nordjyllands og Århus Amt 2003: Dambrug i Villestrup Å-systemet. Teknisk notat udarbejdet under projektet "Handlingsplan Mariager Fjord"

Schou, J.s & J. Abildtrup 2005: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget.

Principper og resultater. Danmarks Miljøundersøgelser. 66 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 542. <http://fagligerapporter.dmu.dk>.

Sortkjær, Ole 2005: Personlig meddelelse. Seniorrådgiver, FEVØ, DMU

Naturgenopretning / Restaureringer / Morfologiske påvirkninger

I denne del af kataloget behandles kun foranstaltninger, der indebærer direkte indgreb i de fysiske eller biologiske forhold i vandløb eller søer.

Tilsvarende foranstaltninger vedrørende det omkringliggende terræn er beskrevet under den del af kataloget, der omhandler diffuse kilder og arealpåvirkning. Søges oplysninger om f.eks. våde enge, dyrkningsfrie bræmmer, beskyttelse af brinker mod erosion, vådområder, oversvømmelse af ådale og lignende, kan disse oplysninger findes i afsnittet om arealanvendelse/ændringer i den del af kataloget, der omhandler diffuse kilder.

Denne skarpe opdeling mellem typerne af foranstaltningerne er udelukkende gennemført af hensyn til en systematisk og stringent beskrivelse af foranstaltningerne, omkostningerne og forventelig forureningsreduktion/effekt. I virkelighedens verden skal det hele ses i sammenhæng som en kombination af foranstaltninger i vandområdet, i de omkringliggende arealer og ved de punktkilder, der bidrager til forurening af vandområdet. Næsten alle foranstaltningerne bidrager med en mere eller mindre grad af forbedrende effekt på forureningsbelastning, fysiske forhold og biologiske forhold.

I skemaerne for reduktion af udledninger er der enkelte steder angivet nogle overordnede gennemsnitsværdier for den forventelige reduktion af "udledningen". I forbindelse med den type foranstaltninger, der behandles her, kunne dette f.eks. være reduktion af den interne belastning i søer fra bundsedimentet. Ofte giver foranstaltningerne, der er beskrevet i denne del af kataloget, ikke i sig selv en forureningsbegrænsning for det vandområde foranstaltningen vedrører, men der kan i flere tilfælde forventes en forureningsbegrænsende effekt på specielt nedstrøms beliggende vandområder.

Hvor der ikke kan angives værdier for reduktionen af "udledning" af BI₅, N og P er i stedet angivet et bogstav eller lignende for at indikere en forventelig effekt af foranstaltningen. Endvidere er der som særlige indikatorer angivet den forventelige effekt på de kvalitetselementer, der i Vandrammedirektivets bilag 5 angives som biologiske elementer for vurderingen af den økologiske tilstand. I bilaget nævnes "Den akvatiske floras sammensætning og tæthed", "Fytoplanktons sammensætning, tæthed og biomasse" (kun søer), "Den bentiske invertebratfaunas sammensætning og tæthed" samt "fiskefaunaens sammensætning, tæthed og aldersstruktur".

Forklaring til de anvendte bogstaver i skemaerne:

- Ikke relevant. Der haves ingen indikationer af at foranstaltningen giver nogen reel reduktion.
- S Stoff tilbageholdelsen i vandløbet eller søen forventes øget, hvilket vil give en begrænset reduktion (omsætning/tilbageholdelse) i vandområdet og de nedstrøms beliggende vandområder.
- R Reduktion kan forventes, men der haves ikke tilstrækkeligt grundlag til at angive en værdi, eller reduktionen er så afhængig af de specifikke lokale forhold og varierer så meget, at det ikke er meningsfyldt at angive en værdi.
- o Negativ effekt i en eller anden grad (på biodiversitet og tæthed).
- x Begrænset positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).
- xx Positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).
- xxx Stor positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

16 Vandløb og søer

Restaurering og naturgenopretning i vandløb og søer dækker over meget forskellige foranstaltninger, lige fra etablering af søer over kemisk vandrensning til miljøvenlig eller ingen grødeskæring i vandløb. Fælles for denne type foranstaltninger er, at de er rettet direkte mod forbedring af de fysiske og/eller biologiske forhold i det enkelte vandområde. Foranstaltningerne kan medvirkende til en vis forureningsbegrænsning via intern omsætning og lignende. I mange tilfælde vil de være en forudsætning for, at man kan opnå den fulde økologiske effekt af andre foranstaltninger, der er rettet direkte mod begrænsning af forureningskilder eller andre ydre belastninger eller etablering af vådområder og lignende.

De restaureringstiltag, der er beskrevet i det følgende, er alle kendt fra praktisk anvendelse i større eller mindre grad. I litteraturen er omtalt en del andre muligheder, men disse muligheder er mindre udbredte, enten fordi de er rettet mod meget specielle forhold eller resultaterne er tvivlsomme.

Restaurering og naturgenopretning ved fysiske, kemiske og biologiske metoder er i øvrigt ofte gennemført med meget "skræddersyede" løsninger, specielt tilpasset og kombineret ud fra en nøje gennemgang og vurdering af lokale forhold.

Restaurering kontra indgreb mod forureningskilder

I vandområdeplaner vil restaurering indgå som et af de redskaber, der skal tages i betragtning for at opfylde vandområdernes miljømålsætning. Restaurering vil i visse tilfælde være en forudsætning for at kunne opnå den ønskede effekt af andre foranstaltninger, som f.eks. begrænsning af forureningskilder.

Generelt vil det således ikke være et spørgsmål om enten restaurering eller forureningsbegrænsning, men snarere en kombination, hvor den ene type foranstaltning nødvendigvis må gennemføres i større eller mindre grad for at kunne opnå effekt af den anden type foranstaltning.

Hvor den eksterne forureningsbelastning med f.eks. næringssalte skønnes at være på et acceptabelt niveau, mens den økologiske tilstand i søen stadig er uacceptabel, kan restaureringsforanstaltninger være udslagsgivende for opfyldelse af målsætningen, selvom der ikke sker en reduktion af den eksterne belastning af søen. Flere restaureringsforanstaltninger vil dog have en indirekte

forureningsreduktion i vandområdet eller nedstrøms vandområder som følge af f.eks. ændrede sedimentationsforhold, intern omsætning og eutrofieringsgrad.

Vurderingen af omfanget af eksterne forureningskilder er vigtig for beslutning om en restaureringsforanstaltning og om denne skal stå alene. Såfremt forureningsbelastningen fra eksterne kilder ikke bringes ned til et acceptabelt niveau set i sammenhæng med restaureringsforanstaltningen, vil der være stor sandsynlighed for at der ikke opnås en god økologisk tilstand eller at der hurtigt vil ske tilbagefald, hvorved investeringen i restaurering vil være spildt, bortset fra at vandløbet eller søen evt. fremstår naturmæssigt smukkere.

Vurdering af behov for restaurering

En betingelse for at restaurering kan sikre opfyldelse af en miljømålsætning er at eksterne forureningskilder og andre ydre påvirkninger ikke er så dominerende at de er hindrende for at opnå en tilstrækkelig god vandkvalitet i vandområdet. Om den ydre belastning er forhindrende for vandkvaliteten kan vurderes generelt, men bør også vurderes i sammenhæng med de restaureringsforanstaltninger der umiddelbart kan komme på tale.

Vurderes det at der er behov for reduktion af de eksterne forureningskilder, bør foranstaltninger til denne reduktion udføres før eller samtidig med restaureringsforanstaltningen. Ved de samlede vurderinger af effektivitet af forskellige foranstaltninger, bør foranstaltningerne for forureningsbegrænsning og restaurering ses som en samlet pakke.

Vurderingen af egnet restaureringsmetode eller kombination af metoder må baseres på en diagnosticering af behovet og konkretisering af behovet. Der skal kunne identificeres en eller flere konkrete årsager til, at miljømålsætningen ikke kan opfyldes (under forudsætning af at eksterne kilder er reduceret).

Af typiske forhold som kan være hindrende for opfyldelse af målsætningen kan nævnes:

Søer:

- *Intern belastning med fosfor:*
En ophobet fosforpulje i søens sediment kan forsinke effekten af gennemførte miljøindgreb, ofte så meget, at der må regnes med 20 år eller mere, før målsætningen er overholdt.
- *Ubalance i fiskebestanden:*
Søer, der har været stærkt eutrofieret, har ofte en forhøjet bestand af karpefisk. Det fastholder søen i en ugunstig biologisk tilstand, og en gunstig balance kan være svær at genskabe.
- *Manglende genetablering af undervandplanter*
eller andre biologiske samfund
- *Tilgroning,*
ofte med tagrør eller andre sumpplanter

Vandløb:

- *Forringet naturtilstand på grund af hårdhændet vedligeholdelse*
- *Manglende passage for fisk*
- *Forringet naturtilstand på grund af regulering*

Vurderingsform og sikkerhed

Effektiviteten for en del restaureringsmetoder er et enten/eller, hvorfor man allerede i planlægningsfasen skal være særlig opmærksom på usikkerheden i grundlaget for evt. valg af denne type foranstaltninger.

I en overordnet plansammenhæng beror spørgsmålet om restaurering og effekten heraf meget på et skøn. På planlægningsniveauet må der således accepteres en vis usikkerhed om, hvorvidt diagnosen for restaurering er rigtig, og om betingelserne for restaurering er til stede. Er grundlaget meget utilstrækkeligt, bør der suppleres med enkelte undersøgelser.

Effektiviteten kan på et overordnet niveau skønnes ud fra simple betragtninger for givne typer af vandområder, men som en del af foranstaltningen bør indgå detaljerede undersøgelser til verifikation af foranstaltningens anvendelighed og tilstrækkelighed. Nogle restaureringsforanstaltninger er dog så oplagte eller velbeskrevne og afprøvede at dette ikke er nødvendigt; f.eks. reduceret eller ophør af grødeskæring i vandløb.

Restaureringer vil ofte have en gunstig effekt på belastningen af nedstrøms vandområder. Er denne effekt af en vis størrelse, bør den tages med i opgørelsen af effekt, selvom effekten er knyttet til et at andet vandområde.

For søer er reaktionstiden på det direkte indgreb oftest momentan, men der må generelt forventes en lang indsvingningsperiode før søen finder en ny økologisk balance. I vandløb sker en forholdsvis hurtig reaktion på biologisk restaurering.

16.2 Biologisk restaurering

16.2.1 Konsekvenser

Biologisk restaurering har til formål at genskabe en naturlig økologisk tilstand i et vandområde.

Biologisk restaurering giver ikke i sig selv en reduktion af den eksterne forureningsbelastning af vandområdet, men kan - udover at forbedre den økologiske tilstand - være medvirkende til at begrænse af den interne belastning, hvilket kan have betydning for vandområdet selv og de tilstødende vandområder.

Er forureningsbelastningen af et vandområde lille, eller bringes den ned til et acceptabelt niveau, kan det være nødvendigt at gennemføre biologisk restaurering for at vandområdet kan bringes i en god økologisk tilstand, f.eks. ved reduceret grødeskæring.

Biologisk restaurering kan således være en forudsætning for at opnå en effekt af andre forureningsbegrænsende foranstaltninger. Ofte bør indgreb derfor ses som en pakkeløsning bestående af biologiske foranstaltninger og en eller flere foranstaltninger, som kan give den påkrævede reduktion af belastningen fra eksterne kilder.

Der kan for biologisk restaurering ikke angives reduktioner af udledningen eller kvantificerbare konsekvenser for øvrige indikatorer for forureningsbegrænsning. Det må dog antages at et sundt økologisk miljø i vil have en positiv effekt på nedstrøms vandløb, uden at dette kan kvantificeres i specifikke reduktioner af forureningsmængder.

For hver biologisk restaurering er der i stedet givet en kort generel beskrivelse af grundlaget for anvendelse af foranstaltningen, forventelig effekt og forventelig sideeffekt, samt indikationer af effekten på nogle af de biologiske elementer der indgår ved klassifikationen af økologisk tilstand i h. t. vandrammedirektivet.

Tabel 16-1: *Konsekvenser - Overfladevand*

	Reduktion af udledning							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Makro fytter	Fyto plank- ton	Ben- tiske inver- tebrat- fauna	Fiske- fauna
Reduceret eller ophør af vandløbsvedligeholdelse	km	-	-	-	xxx	-	xxx	xxx
Befiskning	ha sø	-	-	-	-	-	x	xxx
Udsætning af fisk	ha sø	-	-	-	-	-	x	xxx
Udplantning af bundplanter	ha bund	-	-	-	xx	-	xx	xxx

- Ikke relevant.

S Stoftilbageholdelsen i vandløbet eller søen forventes øget.

R Reduktion kan forventes, men der haves ikke tilstrækkeligt grundlag til at angive en værdi.

o Negativ effekt i en eller anden grad (på biodiversitet og tæthed).

x Begrænset positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

xx Positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

xxx Stor positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

Tabel 16-2: *Konsekvenser - Grundvand*

	Basis- enhed	Miljøeffekt						
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Makro fytter	Fyto plank- ton	Ben- tiske inver- tebrat- fauna	Fiske- fauna
Reduceret eller ophør af vand- løbsvedligeholdelse	km	-	-	-	-	-	-	-
Befiskning	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Udsætning af fisk	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Udplantning af bundplanter	ha bund	-	-	-	-	-	-	-

Noter til konsekvensskemaet:

Foranstaltning 1: Reduceret eller ophør af vandløbsvedligeholdelse

Grundlag: Omfattende vandløbsvedligeholdelse kan forringe vandløbs miljøtilstand væsentligt. Tilsvarende kan en skånsom og hensynsfuld eller ophør af vedligeholdelse være med til at skabe bedre fysiske livsbetingelser i vandløbet og dermed skabe en bedre miljøtilstand. Det skal dog sikres at miljøvenlig vedligeholdelse kan ske uden konflikt med vandløbsregulativets bestemmelser om afvandingsforhold, ligesom andre kilder til manglende opfyldelse af målsætningen skal reduceres tilstrækkeligt for at opnå den ønskede effekt af ændret vedligeholdelse.

Effekt: Bedre fysiske betingelser for opnåelse af god økologisk tilstand. Ingen forureningsbegrænsende effekt.

Sideeffekt: -

Foranstaltning 2: Befiskning (biomanipulation)

Grundlag: Biomanipulation med befiskning kan overvejes iværksat, når det er konstateret, at en sø på trods af en lav forureningsbelastning ikke vil opnå en god økologisk tilstand, på grund af at f.eks. overbefolkning med fredfisk, som forstyrrer balancen i planktonet.

Biomanipulation skal nøje tilpasses de konkrete bestande og søens karakter, og fremgangsmåden må om nødvendigt tilpasses undervejs.

Effekt: Befiskning bryder den selvforstærkende biologiske forringelse, der skyldes overbefolkning med fredfisk. Søen bringes ind i en ny økologisk balance, hvis også en række andre betingelser er opfyldt. Det kan være vanskeligt at forudsige præcist om effekten opnås med en given indsats, hvorfor der ofte er behov for justering og opfølgning ved biomanipulation. Der kan således ske tilbagefald efter en kortere eller længere periode, især hvis det viser sig at forureningsbelastningen ikke er reduceret tilstrækkeligt.

Sideeffekt: Der er nogle steder rapporteret om forbedring af fosfortilbageholdelsen i søer efter biomanipulation. Effekten vurderes dog som marginal. Befiskningen kan sammen med andre foranstaltninger give en øget naturoplevelse, øget rekreativ værdi og mere varierede fiskemuligheder.

Foranstaltning 3: Udsætning af fisk

Grundlag: Udsætning af fisk sker generelt for at få en ligevægt i fiskebestanden og dermed opnå en bedre økologisk tilstand. I visse situationer er udsætning af gedde-ungel brugt som en form for biomanipulation. Udsætning af rovfisk er en specialmetode, der kun kan forventes at være effektiv, når en række forudsætninger er opfyldt. Kunstig opformering og udsætning kan også være relevant for at bevare visse truede bestande. Foranstaltningen "Udsætning af fisk" skal ikke forveksles med den udsætning af fisk der sker af hensyn til fiskeriet og i henhold til anden lovgivning.

Effekt: Effekten vil vise sig som øget artsrigdom og/eller ændring af fiskebestanden i retning af det der tilsigtes med udsætningen af fisk, f.eks. øget bestand af rovfisk for at opnå økologisk balance. Effekten er dog meget afhængig af de lokale forhold og anvendelsen af det enkelte vandområde. Der er ingen forureningsbegrænsende effekt af udsætning af fisk.

Sideeffekt: Udsætning af fisk vil bidrage til en øget naturoplevelse, og kan, hvis det er tilsigtet, give et mere interessant og varieret fiskeri (lystfiskeri).

Foranstaltning 4: Udplantning af bundplanter

Grundlag: Udplantning kan overvejes, hvis bundplanterne i en sø er forsvundet eller kun findes på lav dybde. Dette kan skyldes naturlige forhold eller en tidligere eller nuværende forurening, som har givet så ringe lysforhold at planterne ikke kunne/kan leve på dybt vand. Manglende plantevækst kan give ringe betingelser for overlevelsen af rovfisk. Er forureningsbelastningen ophørt eller reduceret til et acceptabelt niveau, kan det overvejes at hjælpe naturen lidt på vej og udplante bundplanter, for hurtigere at få søen i en økologisk balance. Er forureningsbelastningen ikke reduceret eller skyldes den manglende bundvegetation naturlige forhold, vil udplantning af bundplanter være nytteløs.

Det er således vigtigt at årsagen eller årsagerne til den manglende udbredelse af bundplanter er identificeret inden denne foranstaltning overvejes anvendt.

Effekt: Øget plantebestand giver bl.a. skjul, ly og gydesubstrat for rovfisk, hvilket kan medvirke til at opnå/fastholde en økologisk balance i søen.

Sideeffekt: Øget naturoplevelse og fiskemuligheder.

16.2.2 Økonomi

Økonomien for biologisk restaurering af søer afhænger i betydelig grad af søens karakteristika samt det nødvendige omfang af indgrebet. De anførte enhedsomkostninger skal således betragtes som en meget gennemsnitlig størrelsesorden for omkostningerne, som kan variere betydeligt til begge sider afhængig af de lokale forhold.

Tabel 16-3: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investe- ringsom- kostning kr./enhed	Årlig drifts- og vedlige- holdsom- kostning kr./enhed
Udvidet miljøvenlig vandløbs- vedligeholdelse	km	0	0	1	0	0
Befiskning	ha sø	20.000	0	10	27.400	-1.200
Udsætning af fisk	ha sø	2.000	0	5	2.740	-120
Udplantning af bundplanter	ha bund	20.000	10.000	10	27.400	12.500

Noter til økonomiskemaet:

I de velfærdsøkonomiske overslag er regnet med nettoafgiftsfaktor og skatteforvriddningsfaktor.

Foranstaltning 1: Reduceret eller ophør af vandløbsvedligeholdelse

Der er ingen direkte investeringsomkostninger til udvidet miljøvenlig vandløbsvedligeholdelse, da der ikke skal etableres anlæg. Derimod kan der være betydelige besparelser for vandløbsmyndigheden. Det udstyr der skal bruges til en mere skånsom vedligeholdelse vil ofte være billigere udstyr end det der bruges til traditionel vedligeholdelse. Reduceret eller ophør af vedligeholdelse forventes generelt at medføre besparelser drift i forhold til de nuværende udgifter til vandløbsvedligeholdelse. Haves konkrete oplysninger om besparelser bør dette indregnes i den samlede analyse, ellers anbefales det at betragte ændret vandløbsvedligeholdelse som neutral i forhold til de nuværende omkostninger.

Den direkte tekniske levetid af miljøvenlig vandløbsvedligeholdelse er under et år og effekten ophører, hvis man går tilbage til traditionel vedligeholdelse.

Foranstaltning 2: Befiskning (biomanipulation)

Investeringsomkostningerne ved opfiskning af skidtfisk (Biomanipulation) varierer betydeligt afhængig af bestanden i de enkelte søer samt tilgængelighed og størrelse af søen. Den angivne pris skal betragtes som et skønnet middel indenfor et normalinterval på 10-30.000 kr. pr ha søoverflade, men der kan være projekter der falder udenfor. Størst omkostning fås ved små søer med meget vanskelige adgangsforhold og en stor bestand af skidtfisk.

Den tekniske levetid er antaget til 10 år. Hvis der er styr på de øvrige kilder til belastningen af søen skulle indgrebet være blivende, da søen vil indfinde sig i en ny stabil tilstand med en god bestandssammensætning. Det kan dog ikke udelukkes at der er behov for supplerende opfiskninger for at holde bestanden på et stabilt niveau indtil søen er i en ny balance.

De velfærdsøkonomiske omkostninger er reduceret med et beløb for øget rekreativ og herlighedsværdi, idet det vurderes at biomanipulation og deraf føl-

gende klarere vand har en positiv værdi i forhold til befolkningen. Værdien er sat til betalingsviljen hos befolkningen. Denne afhænger af søens rekreative værdi, bynærhed m.m. og vil derfor varierer betydeligt. De velfærdøkonomiske omkostninger er her, som følge af øget biodiversitet og øget naturoplevelse, reduceret med 1.200 kr./år/ ha søoverflade.

Foranstaltning 3: Udsætning af fisk:

Omkostningerne ved udsætning af fisk afhænger fuldstændigt af den eksisterende og den ønskede tæthed af fisk og artssammensætning. Mængden afgøres af ønske om effekt samt kombinationen med andre indgreb. Oftest vil en udsætning af rovfisk i form af geddeyngel eller aborre ske umiddelbart efter en biomanipulation, hvor fredfiskebestanden er fisket i bund. Udsætning af fisk vil altid skulle baseres på en individuel vurdering af den enkelte sø i forhold til øvrige tiltag. Investeringsomkostninger kan følgelig variere betydeligt. Den angivne omkostning skal derfor betragtes som et skøn indenfor et normalinterval på 0-5.000 kr./ha.

Den tekniske levetid er antaget til 5 år. I praksis er der dog tale om betydelige variationer alt afhængig af om søen opnår en ny balance, eller der er behov for løbende bestandspleje i form af nye udsætninger.

De velfærdsøkonomiske omkostninger er reduceret med et beløb for øget rekreativ og herlighedsværdi, idet det vurderes at bio-manipulation og deraf følgende klarere vand har en positiv værdi i forhold til befolkningen. Værdien er sat til betalingsviljen hos befolkningen. Denne afhænger af søens rekreative værdi, bynærhed mm og vil derfor varierer betydeligt. De velfærdøkonomiske omkostninger er her, som følge af øget biodiversitet og en let forøget naturoplevelse, reduceret med 120 kr./år/ha søoverflade.

Foranstaltning 4: Udplantning af bundplanter:

Håndtering af undervandsplanter er dyrt pr. behandlet areal, og der er erfaringsmæssigt stor usikkerhed på resultatet. Udplantning af undervandsplanter bør derfor kun overvejes, hvis en genvækst af undervandsplanter udebliver, og at årsagerne til den udeblevne vækst er analyseret nøje. Omkostningerne ved udplantning af bundplanter afhænger fuldstændigt af tæthed og arter. Mængden afgøres af ønske om effekt samt kombinationen med andre indgreb. Der må forventes betydelige vedligeholdelsesomkostninger specielt de første år til forhindring af genvækst af tagrør mm. Den angivne investeringsomkostning skal betragtes som et skøn baseret på en rimelig udplantning indenfor et begrænset areal. Det er givet at omkostningerne vil variere betydeligt med tætheden og størrelsen af det behandlede areal.

De årlige drifts og vedligeholdelsesomkostninger af udplantede bundplanter afhænger af tilgroningen af f.eks. tagrør som skal bekæmpes. Drift og vedligeholdelsesomkostningerne vil være størst i de første år efter etablering, det må forventes at de aftager betydeligt efter de første år hvor de nyplantede bundplanter skal have fæste.

Den tekniske levetid er antaget til 100 år. Er der styr på de øvrige kilder til belastningen af søen vil indgrebet være blivende, da søen vil indfinde sig i en ny

stabil tilstand med en god sigtdybde og deraf gode vækstvilkår for bundplanterne.

De velfærdsøkonomiske omkostninger er reduceret med et beløb for øget rekreativ og herlighedsværdi, idet det vurderes at udplantning af undervandsplanter i kombination med andre indgreb og deraf følgende klarere vand har en positiv værdi i forhold til befolkningen. Værdien er sat til betalingsviljen hos befolkningen. Denne afhænger af søens rekreative værdi, bynærhed mm og vil derfor variere betydeligt. De velfærdøkonomiske omkostninger er her, som følge af øget biodiversitet og øget naturoplevelse, reduceret med 1.200 kr./år/ha søoverflade.

16.3 Fysisk restaurering

16.3.1 Konsekvenser

Fysisk restaurering giver i sig selv ingen reduktion af den eksterne forureningsbelastning. I de fleste tilfælde giver fysisk restaurering af søer og vandløb en indirekte belastningsreduktion på grund af øget omsætning eller ophør/reduktion af den interne belastning. Den fysiske restaurering i søer og i vandløb bør ses i sammenhæng med de foranstaltninger, der kan iværksættes i de omkringliggende arealer (våde enge, dyrkningsfrie bræmmer m.v.) og ved punktkilder. Foranstaltninger for omkringliggende arealer er beskrevet under afsnittet "jordbrug" i hovedafsnittet "diffuse kilder".

Er forureningsbelastningen af et vandområde lille, eller bringes den ned til et acceptabelt niveau, kan det være en forudsætning at gennemføre fysisk restaurering for at kunne bringe vandområdet i en god økologisk tilstand.

Fysisk restaurering kan således være en forudsætning for at opnå en effekt af forureningsbegrænsende foranstaltninger. Ofte bør indgreb derfor ses som en pakkeløsning bestående af foranstaltninger indenfor fysisk restaurering og en eller flere foranstaltninger, som kan give den nødvendige forureningsreduktion.

Der kan for fysisk restaurering ikke angives forureningsreduktioner af udledninger eller kvantificerbare konsekvenser for øvrige indikatorer for forureningsbegrænsning. Det må dog antages at et sundt økologisk miljø i bl.a. søer vil have en positiv effekt på nedstrøms vandløb, uden at dette kan kvantificeres i specifikke reduktioner af forureningsmængder.

For hver type af fysisk restaurering er der i stedet givet en kort generel beskrivelse af grundlaget for anvendelse af foranstaltningen, forventelig effekt og forventelig sideeffekt, samt indikationer af effekten på nogle af de biologiske elementer der indgår ved klassifikationen af økologisk tilstand i henhold til Vandrammedirektivet.

Tabel 16-4: *Konsekvenser - Overfladevand*

	Miljøeffekt							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Makro fytter	Fyto plank- ton	Ben- tiske inver- tebrat- fauna	Fiske- fauna
Frilægning af vandløb	km	S	S	S	xxx	x	xxx	xxx
Meandrering (genslyngning af vandløb)	km	S	S	S	xx	x	xxx	xxx
Fjernelse af stemmeværker, styrt og andre spærringer	stk.	-	-	-	-	-	x	xxx
Etablering af stryg med gydegrus, sten mm.	stk.	-	-	-	-	-	x	xxx
Skyggebeplantning	km	-	-	-	x	-	-	-
Frilægge/genskabe søer	ha sø	-	S	S	xx	xx	xx	xx
Etablere søer	ha sø	-	-	-	xxx	xxx	xxx	xxx
Uddybe søer	ha sø	-	-	-	x	x	x	x
Sedimentfjernelse (opgravning/deponering)	m ³	-	-	R	x	x	x	x
Sedimentforsegling (overdækning)	ha sø	-	-	R	o	-	-	-
Sedimentbinding (kemisk)	ha sø	-	-	R	o	-	-	-
Kemisk vandrensning	mio m ³ /år	R	R	R	x	x	x	x
Iltning af bundvand	ha sø	-	-	R	-	-	x	x

- Ikke relevant.

S Selvrensningen i vandløbet eller søen forventes øget.

R Reduktion kan forventes, men der haves ikke tilstrækkeligt grundlag til at angive en værdi.

o Negativ effekt i en eller anden grad (på biodiversitet og tæthed).

x Begrænset positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

xx Positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

xxx Stor positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

Tabel 16-5: *Konsekvenser - Grundvand*

	Basis- enhed	Miljøeffekt						
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Makro fytter	Fyto plank- ton	Ben- tiske inver- tebrat- fauna	Fiske- fauna
Frilægning af vandløb	km	-	-	-	-	-	-	-
Meandering (genslyngning af vandløb)	km	-	-	-	-	-	-	-
Skyggebeplantning	km	-	-	-	-	-	-	-
Fjernelse af stemmeværker, styrt og andre spærringer	stk.	-	-	-	-	-	-	-
Etablering af stryg med gydegrus, sten mm.	stk.	-	-	-	-	-	-	-
Frilægge/genskabe søer	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Etablere søer	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Uddybe søer	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Sedimentfjernelse (opgravning/deponering)	m ³	-	-	-	-	-	-	-
Sedimentforsegling (overdækning)	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Sedimentbinding (kemisk)	ha sø	-	-	-	-	-	-	-
Kemisk vandrensning	mio m ³ /år	-	-	-	-	-	-	-
Iltning af bundvand	ha sø	-	-	-	-	-	-	-

Ad grundvand: Der kan ikke peges på nogen generel effekt på grundvand af de angivne foranstaltninger. I en visse konkrete tilfælde vil der være en begrænset reduktion i tilledningen til grundvandet, men det afhænger så meget af de specifikke lokale forhold, at der ikke kan angives standardværdier.

Noter til konsekvensskemaet:

Foranstaltning 1: Frilægning af vandløb

Grundlag: Et stort antal vandløb er rørlagt i forbindelse med tidligere reguleringer. Ønskes en bedre økologisk tilstand eller er en frilægning en betingelse for at andre vandområder kan opfylde ønsket om god økologisk tilstand, kan frilægning af vandløb overvejes. Frilægningen kan udføres efter flere principper, lige fra simpel åbning af det rørlagte trace til nyt slyngnet vandløb.

Effekt: Effekten af frilægningen eller restaurering vil være meget afhængig af den metode, der anvendes for restaureringen. Som eksempel er her anført to niveauer:

- A) **Frilægning som naturpræget vandløb.**
Efter restaureringen kan udpegningen som stærkt modificeret vandområde slettes og vandløbet vil i løbet af kort tid indfinde sig i en økologisk balance svarende til et naturligt vandløb med samme belastning.
- B) **Frilægning som reguleret vandløb.**
Denne løsning er et kompromis, som er relevant, hvor der f.eks. er tekniske bindinger, der forhindrer restaurering til naturpræget vandløb. Vandløbet vil stadig være modificeret, men have en bedre økologisk tilstand og måske opfylde ønsket om forbedrede muligheder for andre. Samtidig vil frilægningen skabe en forbedret op og nedstrøms fiske- og faunapassage.

Sideeffekt: Afhængigt af de konkrete forhold kan opnås en forbedret nærings-salttilbageholdelse i den omgivende ådal. Dette beregnes ud fra arealer og ændret anvendelse.

Foranstaltning 2: Meandering (genslyngning af vandløb)

Grundlag: Meandering vil være en af de foranstaltninger, der kan tages i anvendelse for at tilvejebringe de rette fysiske forhold for at opnå god økologisk tilstand.

Effekt: Efter en fuldt gennemført meandering med autentisk præg vil vandløbet fremstå som et naturligt vandløb i økologisk balance, såfremt de øvrige konditioner også er hertil.

Sideeffekt: Meandering kan give en øget naturoplevelse. Giver meanderingen anledning til større eller mindre oversvømmelser/vådområder og/eller ændret dyrkning, kan der opnås en forbedret nærings-salttilbageholdelse i den omgivende ådal. Dette beregnes ud fra arealer og ændret anvendelse (se under jordbrug, arealanvendelse/ændringer).

Foranstaltning 3: Fjernelse af stemmeværker, styrt og andre spærringer

Grundlag: Spærringer i vandløb hindrer normalt passage af fisk og fauna. Det optimale er at fjerne disse spærringer så vandløbene retableres. Kan spærringen ikke fjernes vil det være nødvendigt at udligne vandspejlsforskellen ved etablering af stryg eller omløbstryg. I denne sammenhæng defineres et stryg som en erstatning for den eksisterende spærring og stryget vil således føre vandløbets samlede vandføring. Et omløbsstryg er derimod etablering af en fiske- og faunapassage uden om den eksisterende spærring som bevares. Et omløbsstryg skal kun have kapacitet til en del af den samlede vandføring. Den nødvendige længde af stryg eller omløbstryg vil være afhængig af den aktuelle vandspejls-forskel

Effekt: Fjernelse af spærringer eller supplerings/erstatning giver ikke en forureningsbegrænsende effekt, men skaber alene forbedrede fysiske rammer, som kan medvirke til opnåelse af en god økologisk tilstand.

Sideeffekt: Foranstaltningen kan hensigtsmæssigt indpasses i og kombineres med etablering af vådområder. Fjernes højdeforskellen vil en del af det om-

kringliggende terræn som tidligere var oversvømmet på opstrøms side skifte karakter.

Foranstaltning 4: Etablering af stryg med gydegrus, sten mm.

Grundlag: De naturlige grusbanker kan være fjernet eller ødelagt ved tilslamning, regulering eller ved hårdhændet vedligeholdelse. Stryg med grusbanker er afgørende for at sikre naturlig formering af specielt laksefisk. Gydebanker kan etableres/genskabes i de fleste vandløb, hvor de fysiske rammer i form af længdefald og vandføring mm er opfyldt.

Effekt: Grusbanker giver afhængigt af udformningen gydemulighed for specielt laksefisk og vil dermed bidrage til opnåelse af god økologisk tilstand.

Sideeffekt: Forbedring af leve og opvækstvilkårene for laksefisk og smådyr og giver øgede fiskemuligheder.

Foranstaltning 5: Skyggebeplantning

Grundlag: Vandløb opnår det mest alsidige og produktive økosystem når de påvirkende faktorer som temperatur, ilt mm. svinger så lidt som muligt på både døgnbasis og årsbasis. Skyggebeplantning kan medvirke til mindre opvarmning og dermed mindre temperatursvingninger. Også grødevæksten vil blive reduceret i de beskyttede områder i sommerperioden og de store udsving i iltindholdet som følge af stor grødevækst kan reduceres. Skyggebeplantning kan ske i mindre grupper på begrænsede dele af vandløbet.

Effekt: Skyggebeplantning kan bidrage til at begrænse temperatur- og iltsvingningerne og grødevæksten i dele af vandløbet. Kan hyppigheden af grødeskæringen nedsættes vil dette give bedre livsbetingelser for fisk m.v. og vil bidrage positivt til opnåelse af en god økologisk tilstand.

Sideeffekt: Skyggebeplantning med træer og buske i det åbne land giver et mere varieret natur- og landskabspræg af vandløbsomgivelserne, og kan medvirke til at skabe et grundlag for øget biodiversitet i området.

Foranstaltning 6: Frilægge/genskabe søer

Grundlag: Søer er mange steder blevet tørlagt ved afvandingsprojekter og lignende. Flere steder i afvandede tørvejordsområder er sket kraftige sætninger og jordens værdi som landbrugsjord faldet som følge af de kraftige sætninger. Søerne kan i disse tilfælde ofte genskabes ved ophør af dræningen. Naturgenopretningsprojekter indeholder ofte genskabelse af søer.

Effekt: En reetableret sø udgør et nyt vandområde. Der kan ikke angives nogen intern forureningsbegrænsende effekt for en genetableret sø. Søen kan evt. betragtes som en forureningsbegrænsende foranstaltning for det nedstrøms liggende vandsystem, da der vil ske en naturlig omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer (N, P, pH og temperatur).

Sideeffekt: Søen vil sandsynligvis tilbageholde en del næringssalte, hvilket vil give en positiv effekt på det nedstrøms vandsystem. Omfanget af tilbageholdelsen af næringssalte afhænger meget af de lokale forhold. Søen vil give en øget

naturoplevelse. Har arealet været dyrket, kan der regnes med en forureningsbegrænsning svarende til de værdier, der er anført for braklægning.

Foranstaltning 7: Etablering af søer

Grundlag: Kunstige søer skabes bl.a. i forbindelse med byudviklingsprojekter eller i områder udlagt til rekreative aktiviteter. I tidligere råstofgrave etableres ofte søer, ved at regulere udgravningerne og standse grundvandspumpningen så vandt stiger til sit naturlige niveau.

Effekt: Der kan ikke angives nogen intern forureningsbegrænsende effekt for en ny sø. Søen kan evt. betragtes som en forureningsbegrænsende foranstaltning hvis den er forbundet til et nedstrøms vandløbssystem.

Sideeffekt: En nyetableret sø vil normalt øge naturværdien af det område, den er anlagt i. Søen vil tilbageholde en del næringssalte, hvilket vil give en positiv effekt på det nedstrøms vandsystem. Har arealet været dyrket, kan der regnes med en forureningsbegrænsning svarende til de værdier, der er anført for braklægning.

Foranstaltning 8: Uddybe søer

Grundlag: Søer fyldes naturligt med sediment, og uddybning af søer må derfor oftest regnes som et kunstigt indgreb. Søen kan dog på grund af høj forurening eller andre unaturlige årsager være blevet tilmudret eller tilgroet uforholdsmæssigt hurtigt og må derfor genskabes i sin oprindelige form for at komme i økologisk balance.

Effekt: En uddybning forventes at skabe eller genskabe en søbiotop, hvis tilstand/potentiale må bedømmes ud fra det tilsluttede opland og karakteristika for den enkelte sø. Uddybningen regnes ikke at have nogen reel forureningsbegrænsende effekt, hverken internt eller for eventuelle nedstrøms vandsystemer, med mindre der er tale om fjernelse af f.eks. fosforholdigt bundsediment (se foranstaltning 9). Er uddybningen af et sådant omfang at det forøger opholdstiden kan der være tale om en positiv effekt på tilbageholdelsen og omsætningen af næringsstoffer.

Sideeffekt: En uddybet sø vil, afhængigt af graden af opfyldning, øge naturværdien af det omkringliggende område.

Foranstaltning 9: Sedimentfjernelse (opgravning/deponering)

Grundlag: Sedimentfjernelse bruges typisk mod intern fosforbelastning. Sedimentfjernelse er desuden anvendelig på sedimenter, der er forurenede med miljøgifte eller tungmetaller. Endelig kan sedimentfjernelse anvendes i sammenhæng med uddybning (se ovenfor).

Metoden egner sig kun til lavvandede søer - i praksis op til ca. 5 m. Ved større dybde bliver prisen normalt uforholdsmæssigt høj i forhold til andre foranstaltninger med samme formål. Ved sedimentfjernelse skal man være særlig opmærksom på mulighederne eller begrænsningerne for deponering af det opgravede sediment.

Effekt: Hvis sedimentet fjernes i tilstrækkeligt omfang, baseret på kortlægning af forureningen, kan den interne belastning reduceres, så den ikke længere er en hindring for opfyldelse af målsætningen. Opfyldelse af målsætningen forudsætter dog at den eksterne belastning er nede på et acceptabelt niveau. Der kan også opnås en effekt, selvom den eksterne belastning er for høj, men effekten vil aftage efterhånden som den eksterne belastning igen har bragt den interne belastning op på et for højt niveau. Eksempel på sedimentfjernelse: Brabrand Sø i Århus.

Sideeffekt: Der skal anvendes særlige foranstaltninger for deponering af sedimentet såfremt dette indeholder store mængder eller særlige forurenende stoffer.

Foranstaltning 10: Sedimentforsegling (overdækning)

Grundlag: Sedimentforsegling, f.eks. ved overdækning med jord eller sand, kan bruges mod intern fosforbelastning eller anden miljøforurening, forudsat det er forsvarligt at lade denne forurening forblive i sedimentet. Metoden kan overvejes, hvor sedimentfjernelse vil give store gener eller er vanskelig på grund af dybden eller andre lokale forhold. Ved meget blødt sediment kan det være vanskeligt at opnå fuld forsegling, da forseglingen vil have tendens til at synke ned i sedimentet. Der haves ingen dansk erfaring med metoden som primært har været anvendt i USA.

Effekt: Metoden kan reducere eller hindre den interne belastning, så den ikke er til hinder for opfyldelse af målsætningen. Forseglingen skal dog være meget stabil, idet forureningen stadig vil være til stede, men indkapslet i sedimentet. Opfyldelse af målsætningen forudsætter at den eksterne belastning er nede på et acceptabelt niveau. Der kan også opnås en effekt, selvom den eksterne belastning er for høj, men effekten vil aftage efterhånden som den eksterne belastning igen har bragt den interne belastning op på et for højt niveau.

Sideeffekt: -

Foranstaltning 11: Sedimentbinding (kemisk fældning)

Grundlag: Kemisk fældning og sedimentbinding er specifikt rettet mod intern fosforbelastning. Metoden kan bruges på vilkårlig dybde, idet fældningskemikaliet som fordeles jævnt i overfladevandet synker til bunds og ligger sig som et kemisk bindende lag i den øverste del af sedimentet.

Effekt: Metoden kan reducere eller hindre den interne belastning, så den ikke er til hinder for opfyldelse af målsætningen. Endvidere fældes en del fosfor fra vandfasen i forbindelse med udbringningen af bindingskemikaliet. Bindingskapaciteten af kemikaliet er ikke ubegrænset og skal afstemmes til den mobile fosforpulje i den øverste del af sedimentet. Der kan efter en del år evt. ske en begyndende fosforfrigivelse fra andre dele af sedimentet. I dette tilfælde kan behandlingen gentages. Opfyldelse af målsætningen forudsætter at den eksterne belastning er nede på et acceptabelt niveau. Der kan også opnås en effekt, selvom den eksterne belastning er for høj, men effekten vil aftage efterhånden som den eksterne belastning igen har bragt den interne belastning op på et for højt niveau. Eksempel på kemisk fældning: Slotssøen i Hillerød.

Sideeffekt: Der er en risiko for forsurening og toksiske effekter, som dog kan imødegås ved at afpasse mængden og arten af fældningsmiddel.

Foranstaltning 12: Kemisk vandrensning

Grundlag: Vandrensning kan sættes ind ved stærk intern belastning, som det vil være u hensigtsmæssigt at reducere ved andre metoder, eller metoden kan anvendes hvis tilløbet er stærkt belastet, men belastningen ikke kan kontrolleres ved kilden. Metoden er mest velegnet i lagdelte søer. Vandet pumpes ind fra søen og recirkuleres efter rensning. Rensningen skal fortsætte over en årrække, til den interne belastning er reduceret tilstrækkeligt eller de eksterne forureningskilder er reduceret til et acceptabelt niveau.

Effekt: Ved bekæmpelse af intern belastning ved løbende rensning af søvandet, kan opnås en hurtigere effekt af andre forureningsbegrænsende foranstaltninger, samtidig med at den interne belastning langsomt reduceres. Effekten er meget afhængig af både søens karakteristik og dimensioneringen af anlægget. Metoden er generelt kun interessant, hvis fosforbelastningen er høj (typisk over 1 mg/l). Der må regnes med et delvis tilbagefald ved afbrydelse. Eksempel: Emdrup Sø og søerne i København.

Sideeffekt: -

Foranstaltning 13: Iltning af bundvand

Grundlag: Iltning af bundvand er mest relevant for lagdelte søer med intern belastning, hvor det er godtgjort, at den interne belastning er betinget af iltmangel i bundvandet. Iltningen skal foregå over en længere årrække.

Effekt: Ved bekæmpelse af intern belastning ved iltning af bundvandet, kan opnås en hurtigere effekt af andre forureningsbegrænsende foranstaltninger, samtidig med at den interne belastning langsomt reduceres. Effekten er meget afhængig af både søens karakteristik og dimensioneringen af anlægget. Der må regnes med et delvis tilbagefald ved afbrydelse. Eksempel: Hald Sø ved Viborg og Furesøen ved Farum.

Sideeffekt: -

16.3.2 Økonomi

Tabel 16-6: Økonomi. Fysisk restaurering.

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig netto drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringsomkostning kr./enhed	Årlig netto drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
Frilægning af vandløb	km	200.000	10.000	100	274.000	13.200
Meandering (genslyngning af vandløb)	km	200.000	10.000	100	274.000	13.200
Fjernelse af stemmeværker, styrt og andre spærringer	stk.	?	0	100	?	0
Etablering af stryg med gydegrus, sten mm.	m ²	400	8	100	548	11
Skyggebeplantning	km	50.000	1.000	100	68.500	870
Frilægge/genskabe søer	ha sø	100.000	10.000	100	137.000	13.200
Etablere søer	ha sø	150.000	10.000	100	205.500	13.200
Uddybe søer	ha sø	500.000	0	100	685.000	0
Sedimentfjernelse (opgravning/deponering)	m ³	300	0	30	411	0
Sedimentforsegling (overdækning)	ha sø	?	?	30	?	?
Sedimentbinding (kemisk fældning)	ha sø	30.000	0	10	41.100	0
Kemisk vandrensning	mio m ³ /år	5.000.000	1.500.000	30	6.850.000	2.055.000
Iltning af bundvand	ha sø	10.000	2.000	20	13.700	2.740

Noter til økonomiskemaet:

Alle de beskrevne foranstaltninger skal med den gældende lovgivning finansieres via skatter, hvorfor de velfærdsøkonomiske omkostninger er forøget med såvel nettoafgiftsfaktor som skatteforvridningsfaktor.

Er der ikke taget stilling til omfanget eller arten af vandløbsrestaurering, kan der for "lettere" restaurering/justering af almindelige vandløb regnes med en gennemsnits investeringsomkostning på 30-60.000 kr./km vandløb, mens der ved mere gennemgribende restaureringer, som omfatter en del anlægsarbejder må regnes med 60-120.000 kr./km vandløb. Åbning eller omfattende genslyngning af vandløb koster noget mere, hvilket fremgår af skemaet. Alle omkostninger er angivet under forudsætning af at arbejderne udføres af en entreprenør på normale markedsvilkår. Der findes eksempler på lettere vandløbsrestaureringer/justeringer, der er udført med frivillig arbejdskraft, og som derfor har kostet noget mindre, end det der er angivet her.

Foranstaltning 1: Frilægning af vandløb

Enhedsprisen for frilægning af vandløb ligger i størrelsesordenen 100-400.000 pr. km. Omkostningerne afhænger af kravene til det ny vandløbstraces dimensioner og tværsnit. De primære omkostninger udgøres af jordarbejder, men også arealanvendelse og erstatninger kan have betydning. De anførte 200.000 kr. pr. km svarer til et vandløb med en bundbredde på 1 meter, anlæg på 1,5 og 1 meters gravedybde i almindelig moræneler og forløb over let landbrugsjord.

De årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger ligger typisk i størrelsesordenen 2-10 kr./m for mindre vandløb med op til en årlig grødeskæring. For større vandløb, hvor der kræves sejlads i forbindelse med grødeskæring mm er omkostningerne væsentligt større. Den anførte pris svarer til et let tilgængeligt vandløb med en samlet bredde på 5 meter.

Den tekniske levetid for frilagte vandløb er i princippet uendelig, men der kan opstå behov for særlig regulering og oprensning, ud over det der er indeholdt i den normale drift og vedligeholdelse af vandløbet.

De velfærdøkonomiske omkostninger indeholder en reduktion på 500 kr./år pr km for værdien af den forventede forøgede naturoplevelse (5m x 1000m a 1000 kr. pr ha).

Foranstaltning 2: Meandrering, genslyngning af vandløb:

Enhedsprisen for genslyngning af vandløb ligger i størrelsesordenen 100-400.000 pr. km svarende til omkostningerne for etablering af vandløb (foranstaltning 1). Enhedsprisen er angivet for længden af det genslyngede vandløb som typisk vil være 1,2 til 2 gange længere end det oprindelige vandløb. Omkostningerne afhænger af kravene til det ny vandløbstraces dimensioner og tværsnit. De primære omkostninger udgøres af jordarbejder, men også arealanvendelse og erstatninger kan have betydning. De anførte 200.000 kr. pr. km svarer til et vandløb med en bundbredde på 1 meter, anlæg på 1,5 og 1 meters gravedybde i almindelig moræneler og forløb over lette landbrugsjord.

De årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger ligger typisk i størrelsesordenen 2-10 kr./m for mindre vandløb med op til en årlig grødeskæring. For større vandløb, hvor der kræves sejlads i forbindelse med grødeskæring mm er omkostningerne væsentligt større. Den anførte pris svarer til et let tilgængeligt vandløb med en samlet bredde på 5 meter.

Den tekniske levetid for et genslynget vandløb er i princippet uendelig, men der kan opstå behov for særlig regulering og oprensning, ud over det der er indeholdt i den normale drift og vedligeholdelse af vandløbet.

De velfærdøkonomiske omkostninger indeholder en reduktion på 500 kr./år pr km for værdien af den forventede forøgede naturoplevelse (5m x 1000m a 1000 kr. pr ha).

Foranstaltning 3: Fjernelse af Stemmeværker, styrt og andre spærringer

Der kan ikke anføres en enhedspris for fjernelse af spærringer, da prisen kan variere fra få tusinde kroner til flere mio. kr. afhængig af konstruktionen.

Driftsomkostningerne vil principielt blive 0 kr. da bygværket ikke længere skal vedligeholdes.

Et fjernet stemmeværk, styrt mm er en endelig afsluttet foranstaltning som derfor har en uendelig levetid.

Foranstaltning 4. Etablering af stryg med gydegrus sten mm

Generelt er kvadratmeterprisen af størrelsesordenen 2-500 kr./m² (ekskl. arealerhvervelse) afhængigt af adgangsforhold, forarbejder m.v. De årlige vedligeholdelsesomkostninger vil skønmæssigt være 0,5-2 % af anlægssummen.

Den tekniske levetid er sat til 100 år. Der kan dog i særlige tilfælde blive behov for supplerende sten og grusmaterialer, ud over det der er indeholdt i den almindelige vedligeholdelse.

Foranstaltning 5: Skyggebeplantning:

Enhedsprisen for skyggebeplantning langs vandløb ligger i størrelsesordenen 30-100.000 pr. km. Omkostningerne afhænger af kravene til beplantningen, herunder arter og størrelse ved etablering. Her er regnet med en tynd træbeplantning i grupper på halvdelen af den samlede vandløbslængde.

De årlige drifts og vedligeholdelsesudgifter er vurderet til 2 % af etableringsomkostningerne. Drift og vedligeholdelsesomkostningerne afhænger af kravene til beplantningens fremtræden samt adgangsforholdene. Her er regnet med let adgang og kun lejlighedsvis begrænsning og tilbageskæring.

De velfærdøkonomiske omkostninger indeholder en reduktion på 500 kr./år pr km for værdien af den forventede forøgede naturoplevelse (5m x 1000m a 1000 kr. pr ha).

Foranstaltning 6: Frilæggelse/genskabe søer

Frilægning/genskabelse af søer koster typisk mellem 10.000 og 200.000 kr./ha. Variationen skyldes primært omkostningerne til arealerhvervelse og om der skal erhverves areal. Arealerhvervelse i lavtliggende områder udgør typisk 25-100.000 kr./ha afhængig af jordens værdi som landbrugsjord. I tidligere søområder må det forventes at arealerne generelt er vandlidende evt. nedpumpet og derfor har en begrænset værdi som landbrugsjord. Den anførte pris svarer til genskabelse af en sø ved ophør af dræning eller let opdæmning udført i et vandlidende lavtliggende areal med begrænset jordbrugsmæssig værdi. Genskabelsen foretages som en kombination af uddybning og opstemning.

Den tekniske levetid er sat til 100 år. Der kan dog blive behov for sjældne oprensninger ud over den almindelige vedligeholdelse.

De velfærdøkonomiske omkostninger indeholder en reduktion på 1.200 kr./år pr ha for værdien af den forventede forøgede naturoplevelse og fiskerieffekt (1.000 kr. +200 kr.).

Foranstaltning 7: Etablering af søer

Etablering af søer koster typiske mellem 25.000 og 300.000 kr./ha. Variationen skyldes primært omkostningerne til arealerhvervelse og om der skal erhverves areal. Arealerhvervelse af almindeligt dyrkede arealer udgør typisk 50-200.000 kr./ha afhængig af jordens værdi som landbrugsjord. Den anførte pris svarer til etablering af en sø med en middeldybde på ca. 1 meter udført i et lavtliggende areal med gennemsnitlig jordbrugsmæssig værdi og gode jordbundsforhold. Etableringen foretages som en kombination af udgravning og opstemning.

Den tekniske levetid er sat til 100 år. Der kan dog blive behov for sjældne oprensninger ud over den almindelige vedligeholdelse.

De velfærdøkonomiske omkostninger indeholder en reduktion på 1.200 kr./år pr ha for værdien af den forventede forøgede naturoplevelse og fiskerieffekt (1.000 kr. +200 kr.).

Foranstaltning 8: Uddybe søer:

Uddybning af eksisterende søer koster typiske mellem 100.000 og 1.000.000 kr./ha. Variationen skyldes primært jordbundsforhold, gravedybder, adgangsf forhold, sedimentbortskaffelse og transportafstande på vand. I det angivne prisoverslag er det forudsat at sedimentet har en sådan karakter og sammensætning at det kan udlægges på jorden uden restriktioner. Den angivne enhedspris svarer til 1 m uddybning i en lavvandet sø/mose med lette graveforhold (50 kr./m³).

Den tekniske levetid er sat til 100 år. Der kan dog blive behov for sjældne oprensninger ud over den almindelige vedligeholdelse.

Foranstaltning 9: Sedimentfjernelse (opgravning/deponering)

Den angivne enhedspris spænder over et meget stort interval. Udgifterne til sedimentfjernelse er meget afhængig af de praktiske muligheder for opgravning, restriktioner for opgravningsmetode samt eventuelle problemer med deponering af sedimentet pga. forurening med tungmetaller mm. Den angivne enhedspris forudsætter at opgravningen kan ske ved sugning og at det opsugede sediment kan udlægges uden restriktioner på nærliggende arealer som opfyldning.

Der er ingen driftsudgifter efter sedimentet er fjernet og afhændet.

Den tekniske levetid er ansat til 30 år. Men i princippet er der tale om en blivende foranstaltning med en uendelig levetid, hvis de eksterne kilder/årsager til sedimentation i søen er fjernet eller uden betydning i dag.

Foranstaltning 10: Sedimentforsegling (overdækning)

Udgifterne til sedimentforsegling afhænger bl.a. af adgangsforholdene til søen, dybden af søen, udbredelse af de områder der skal forsegles samt sedimentlagets karakteristika. Erfaringsgrundlaget for metoder og omkostninger til hel eller delvis sedimentforsegling ved hjælp af overdækning er yderst begrænset, hvorfor det ikke er umiddelbart muligt at angive en anvendelig enhedspris.

Der må påregnes løbende vedligeholdelse og tilsyn med sedimentforsegling. Udgifterne hertil kan dog ikke generaliseres eller vurderes.

Foranstaltning 11: Sedimentbinding (kemisk fældning)

Udgifterne til kemisk binding af sediment (frigivelig fosforfraktion) afhænger direkte af den tilgængelige fosforpulje i sedimentet samt den interne belastning. Den angivne pris spænder således over et betydeligt interval der kan variere med mere end en faktor 5.

Varigheden (levetiden) af en kemisk fældning afhænger af sedimentets karakteristika. Sedimentet kan således være velkonsolideret og dermed stabilt forseglet eller der kan ske flytninger af sediment som dermed blotlægger eller tilvejebringer nye mobile fosforpuljer. Det er her forudsat at der ikke er problemer med ekstern belastning, der kan opbygge en ny fosforpulje. Effekten af kemisk binding er her sat til at holde i 10 år, men dette er meget usikkert idet effektens varighed er meget afhængig af de ovennævnte forhold samt den valgte behandlingsmetode. Der er ikke driftsomkostninger forbundet med kemisk sedimentbinding

Foranstaltning 12: Kemisk vandrensning

Udgifterne til kemisk rensning af søvandet kan varierer betydeligt afhængig af den eksterne belastning af søen, den interne belastning i søen samt søens generelle forureningsniveau. Der er antaget en løbende rensning af søvandet over en årrække med f.eks. et actiflo anlæg eller lignende. Den angivne enhedsmængde (mio. m³/år) angiver den søvandmængde der årligt ledes gennem det kemiske behandlingsanlæg.

De årlige omkostninger til drift og vedligeholdelse udgør en væsentlig post og vil afhænge af behov for kemikalier, deponering af restprodukter mm.

Den tekniske levetid for indgrebet er ansat til 30 år. Det må dog forventes at selve rensningen med tilhørende drift og vedligehold kun omfatter en begrænset periode på typisk ca. 10 år, hvorefter det tekniske behandlingsudstyr formodes at være nedslidt.

Foranstaltning 13: Iltning af bundvand

Omkostningerne for iltning af bundvand varierer typisk mellem 5.000 og 50.000 kr. pr ha. Den angivne enhedspris skal således betragtes som et skøn indenfor et meget stort interval. Omkostningerne afhænger endvidere af hvor stor del af søen der skal omfattes af iltningen. Den angivne enhedspris gælder det søareal, der skal behandles med iltning af bundvand og det er forudsat at denne iltning kan ske fra udstyr placeret på land.

Driftsomkostningerne afhænger af iltforbrug og nødvendigt tilsyn med anlægget. De her angivne driftsomkostninger er skønnet ud fra erfaringerne fra iltningen med ren ilt i Furesø.

Den tekniske levetid for selve iltningsanlægget er vurderet til 20 år. I de fleste søer, hvor iltning er en hensigtsmæssig metode, vil det være nødvendigt at ilte over en længere periode på typisk 10-20 år. Er kilderne til belastningen af søen

reduceret til et acceptabelt niveau og har iltningen resulteret i at søen igen er i balance er levetiden for indgrebet væsentligt længere end behandlingstiden, nemlig 100 år eller mere.

16.4 Ændret vandføring/opholdstid

16.4.1 Konsekvenser

Ændret vandføring i vandløb eller øget opholdstid i søer medfører ikke nogen direkte reduktion af forureningsbelastningen af det pågældende vandløb eller sø. Ændringerne udføres for at genskabe eller skabe de hydrologiske forhold der er nødvendige for at kunne opnå en god økologisk status, hvis de øvrige forudsætninger herfor er til stede i vandområdet. De ændrede forhold vil kunne give en vis selvrensende effekt og dermed virke positivt på det nedstrøms vand-system.

Tabel 16-7: Konsekvenser - Overfladevand

	Basis- enhed	Miljøeffekt						Fiske fauna
		BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Ma- kro fytter	Fyto plank ton	Ben- tiske inver- tebrat fauna	
Tilspædning af vand ved omlægning af vandløb.	m ³ /døgn	-	-	-	x	-	x	xx
Tilspædning af grundvand	m ³ /døgn	-	-	-	x	-	x	xx
Tilspædning af sekundærvand fra industri, afværgepumpninger m.v.	m ³ /døgn	-	-	-	x	-	x	xx
Styring af afstrømning over sæsonen	sø	-	-	-	x	x	x	xx

- Ikke relevant.

S Stofftilbageholdelsen i vandløbet eller søen forventes øget.

R Reduktion kan forventes, men der haves ikke tilstrækkeligt grundlag til at angive en værdi.

o Negativ effekt i en eller anden grad (på biodiversitet og tæthed).

x Begrænset positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

xx Positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

xxx Stor positiv effekt (på biodiversitet og tæthed).

Tabel 16-8: *Konsekvenser - Grundvand*

	Miljøeffekt							
	Basis- enhed	BI5 kg/år	Tot-N kg/år	Tot-P kg/år	Ma- kro- fytter	Fyto plank ton	Ben- tiske inver- tebrat fauna	Fiske fauna
Tilspædning af vand ved omlægning af vandløb.	m ³ /døgn	-	-	-	-	-	-	-
Tilspædning af grundvand	m ³ /døgn	-	-	-	-	-	-	-
Tilspædning af sekundavand fra industri, afværgepumpninger m.v.	m ³ /døgn	-	-	-	-	-	-	-
Styring af afstrømning over sæsonen	sø	-	-	-	-	-	-	-

Noter til konsekvensskema for hovedforanstaltningstype 1:

Foranstaltning 1: Tilspædning af vand ved omlægning af vandløb.

Grundlag: I nogle vandløb er den naturlige vandføring formindsket til et niveau, så målsætningen ikke vil kunne opfyldes uden tilførsel af vand som compensation for den reducerede naturlige tilstrømning. Ønskes vand tilført fra andre vandløbssystemer skal dels de topografiske forhold muliggøre omlægningen og dels skal vandkvaliteten skal være tilstrækkeligt god i.f.t. målsætningen.

Effekt: Vandføringsmæssig mulighed for at opnå/genskabe god økologisk status. Ingen forureningsbegrænsende effekt.

Sideeffekt: Det skal sikres at omlægningen ikke forringer andre vandområder.

Foranstaltning 2: Tilspædning af grundvand

Grundlag: I nogle vandløb er den naturlige vandføring formindsket til et niveau, så målsætningen ikke vil kunne opfyldes uden tilførsel af vand som compensation for den reducerede naturlige tilstrømning. Ønskes vand tilført fra grundvandsmagasinet, skal det sikres, at der er en tilstrækkelig og egnet grundvandsressource til rådighed og at denne indvinding ikke generer andre grundvandsinteresser.

Effekt: Vandføringsmæssig mulighed for at opnå/genskabe god økologisk status. Ingen forureningsbegrænsende effekt.

Sideeffekt: Tiltaget trækker på grundvandsressourcen. Det skal sikres, at det ikke forringer kvantitativ tilstand.

Foranstaltning 3: Tilspædning af sekundavand fra industri, afværgepumpninger m.v.

Grundlag: I nogle vandløb er den naturlige vandføring formindsket til et niveau, så målsætningen ikke vil kunne opfyldes uden tilførsel af vand som kom-

pensation for den reducerede naturlige tilstrømning. Ønskes tilført vand fra afværgpumpninger eller sekundavand fra industrier eller lignende, skal det sikres og jævnlige kontrolleres, at dette vand har en tilstrækkelig kvalitet til at det ikke er til hinder for at vandkvaliteten i vandløbet kan opfylde den ønskede målsætning. Ved anvendelse af sekundavand bør det endvidere vurderes om der er risiko for at forureningsudslip kan forekomme i sekundavandet.

Effekt: Vandføringsmæssig mulighed for at opnå/genskabe god økologisk status. Ingen forureningsbegrænsende effekt.

Sideeffekt: -

Foranstaltning 4: Styring af afstrømning over sæsonen

Grundlag: I nogle vandløb er den naturlige vandføring formindsket til et niveau, så målsætningen ikke vil kunne opfyldes uden tilførsel af vand som kompensation for den reducerede naturlige tilstrømning. I visse tilfælde vil en magasinering og regulering af afstrømningen kunne bruges til at kompensere for den lave vandføring i tørre perioder. F.eks. vil en opstrøms sø med bygværk i afløbet kunne anvendes til magasinering af vand, hvis vandspejlsniveauerne holdes indenfor et rimeligt niveau. Det skal dog sikres at reguleringen ikke er til hinder for fiskepassage.

Effekt: Vandføringsmæssig mulighed for at opnå/genskabe god økologisk status. Ingen forureningsbegrænsende effekt.

Sideeffekt: Optimering af afstrømning for vandløbet er ikke nødvendigvis optimal for søen. Afvejning kan være nødvendig.

16.4.2 Økonomi

Tabel 16-9: Økonomi

	Enhed	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk	
		Investeringskostning kr./enhed	Årlig netto drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed	Teknisk levetid År	Investeringskostning kr./enhed	Årlig netto drifts- og vedligeholdelseskostning kr./enhed
Tilspædning af vand ved omlægning af vandløb.	m ³ /døgn	?	0	100	?	0
Tilspædning af grundvand	m ³ /døgn	175	3,5	30	240	4,8
Tilspædning af sekundavand fra industri, afværgpumpninger m.v.	m ³ /døgn	50	0	50	68,5	0
Styring af afstrømning over sæsonen	sø	100.000	10.000	30	137.000	13.700

Noter til økonomiskemaet:

Foranstaltning 1: Tilspædning af vand ved omlægning af vandløb

Omlægning af vandløb eller delvis kanalisering af vand til andet vandløb er meget afhængig af de lokale forhold og muligheder. Investeringsomkostninger til denne type foranstaltninger kan ikke generaliseres i forhold til hverken enhedspriser eller vandføring. Omkostningerne må skønnes ud fra en nærmere vurdering af individuelle forhold, mulighed for omlægning, topografi mm. Enhedspriserne for etablering af vandløb kan anvendes, når omfanget af omlægningen er vurderet.

Et omlagt/omdirigeret vandløb er en blivende foranstaltning som principielt har en uendelig levetid. Driftsomkostningerne for det omlagte vandløb vil svare til almindelige vandløb, mens der ikke vil være øgede omkostninger ved den øgede vandføring i det modtagende vandløb.

Foranstaltning 2: Tilspædning af grundvand

Enhedspriserne er baseret på etablering og drift af indvindingsboring/brønd, pumpe og 100 meter ledningsanlæg for konstant oppumpning af ca. 20 l/s, svarende til 1.728 m³/døgn. Den samlede anlægsomkostning for et sådan anlæg er skønnet til ca. 300.000 kr. og drifts- og vedligeholdelsesomkostningerne er skønnet til ca. 6.000 kr. pr år. ved en elpris på 0,50 kr./kWh. Driftsudgifterne omfatter udgifter til tilsyn, strøm samt vedligehold af pumper.

Der kan regnes med en sammenvægtet levetid for pumpe- og ledningsanlægget på 30 år.

Foranstaltning 3: Tilspædning af sekundavand:

Det er forudsat at oppumpningen af afværgevand eller udledningen af industrielt uforurenat sekundavand allerede fungerer og økonomien hertil er uafhængig af hvor vandet efterfølgende anvendes eller ledes hen. De her angivne enhedsomkostninger til nyttiggørelse af sekundavand omfatter alene de omkostninger, der er forbundet med at samle og transportere sekundavandet fra det nuværende udledningssted til det vandløb, hvor vandet ønskes nyttiggjort som tilspædning. Der er ikke indregnet omkostninger til drift af selve afværgepumpningen eller virksomhedens interne håndtering af sekundavandet.

Enhedsomkostningerne er baseret på en vandmængde på 20 l/s, svarende til 1.728 m³/døgn. Der er regnet med en transportafstand på 300 m ved gravitation og at rørene kan lægges i åbne arealer uden særlige reetableringsomkostninger. Driftsomkostningerne omfatter alene rensning og vedligeholdelse af ledningsanlægget.

Levetiden er vurderet for ledningsanlæg alene.

Foranstaltning 4: Styling af afstrømningen over sæsonen

Der er regnet med etablering af et simpelt manuelt styret reguleringsbygværk

Årlige driftsomkostninger omfatter tilsyn og manuel regulering af afstrømning.