

## Bioforsk Rapport

Vol. 3 Nr. 140 2008

# Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL

Atle Hauge

Anne-Grete Buseth Blankenberg

Ola Stedje Hanserud

Bioforsk Jord og Miljø





Hovedkontor  
Frederik A. Dahls vei 20,  
1432 Ås  
Tel.: 03 246  
Fax: 63 0092 10  
post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og miljø  
Frederik A. Dahls vei 20  
1432 Ås  
Tlf: 03 246  
Faks: 63 00 94 10  
jord@bioforsk.no

*Tittel/Title:*  
Evaluering av fangdammer som miljøtiltak i SMIL

*Forfatter(e)/Autor(s):*  
Atle Hauge, Anne-Grete B. Blankenberg, Ola Stedje Hanserud

<i>Dato/Date:</i> 01.12.2008	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Lukket	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 2110517	<i>Arkiv nr./Archive No.:</i> Arkivnr
<i>Rapport nr./Report No.:</i> 140/2008	<i>ISBN-nr.:</i>	<i>Antall sider/Number of pages:</i> 43	<i>Antall vedlegg/Number of appendix:</i> 2

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i> SLF	<i>Kontaktperson/Contact person:</i> Johan Kollerud
---------------------------------------	--------------------------------------------------------

*Stikkord/Keywords:*  
Fosfor, fosforrensing, fangdammer, konstruerte våtmarker, kostnadseffektivitet, SMIL, RMP, vegetasjonssoner, redusert jordarbeiding, grasdekte vannveier

*Sammendrag*  
Etablerings- og driftskostnader for norske fangdammer er sammenstilt med måleresultater for fosforfjerning i 3 størrelseskategorier i dammer på Jæren og Østlandet for å finne kostnadseffektiviteten. Dette er sammenlignet med tall for kostnadseffektivitet for andre miljøtiltak som redusert jordarbeiding og vegetasjonssoner/ugjødsle randsoner. Sammenstillingen viser at fangdammer kan konkurrere med andre tiltak for fosforrensing, men at variasjonen av effekt mellom dammer er stor. Plassering av tiltaket på riktig plass vil ha større betydning for effekten enn hvilke tiltak som velges i et tiltaksområde, både når det gjelder fangdammer og andre rensingstiltak. En kombinasjon av tiltak vil ofte være nødvendig for å nå miljømålene, der en foretar en områdevis prioritering. Fangdammer vil ha en viktig plass i en slik tiltakspakke og øke totalrensingen. Tilskudd mot fosforforurensing bør samles i samme tilskuddsordning. Det bør utvikles verktøy som kan sikre en optimal plassering av fangdam i nedbørfeltet, og anslår effekten av tiltaket.

*Land/fylke:* Norge  
*Utvalgte modellområder:* Aksjon Jærvassdrag og Morsa-området

Godkjent

Prosjektleder

.....  
Marianne Bechmann

.....  
Atle Hauge

## Forord

---

I sluttprotokoll for jordbruksforhandlingene 2007 er følgende nedfelt:

*”SMIL-ordningen ble innført i 2004. Det er behov for at ordningen evalueres i forhold til miljøresultatene. Statens landbruksforvaltning får i oppdrag å lage en skisse for en ekstern evaluering til jordbruksoppgjøret 2008. Evalueringen ferdigstilles til jordbruksoppgjøret 2009.”*

SLF har i forbindelse med sin evaluering av SMIL-ordningen (Tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket) gitt Bioforsk Jord og Miljø i oppdrag å evaluere bruken av fangdammer/konstruerte våtmarker. Resultatet av evalueringen vil bli overlevert avtalepartene i Jordbruksoppgjøret 2009 og brukt som grunnlag for SLFs innspill til LMD i forbindelse med dette.

I samråd med SLF er prosjektleveransen endret til 1 rapport, med statistikk i vedleggs form, i stedet for å levere en egen rapport med statistikk. Det er i stedet laget et sammendrag med konklusjoner, som oppsummerer problemstillingene på en oversiktlig måte.

Prosjektet er utført som et samarbeid mellom Bioforsk og Naturforvalteren AS. Bioforsk har hatt prosjektledelsen. Naturforvalteren har skaffet til veie data om fangdammer og pris fra prosjektområdene.

Til prosjektet er det satt sammen følgende prosjektgruppe:

Atle Hauge - prosjektleder (Bioforsk Jord og miljø)

Bengt Tovslid – prosjektmedarbeider (Naturforvalteren AS)

Lillian Øygarden - kvalitetssikrer (Bioforsk Jord og miljø)

I tillegg har andre forskere ved Bioforsk deltatt på sine spesialområder:

Anne-Grete B. Blankenberg har skrevet om fangdammers virkning på pesticider.

Ola Stedje Hanserud har sammenstilt data om kostnadseffektivitet.

Stein Turtumøygard har foretatt statistiske analyser.

# Innhold

Sammendrag.....	7
1. Innledning.....	10
2. Fangdammer - utforming og funksjon.....	12
2.1 Hvilke problemer skal fangdammen løse? .....	12
2.1.1 Fosforformen påvirker tilbakeholdingen .....	13
2.1.2 Best når det gjelder .....	14
3. Generelt om fangdammers renseeffekt .....	15
3.1 Bruk av eksisterende data .....	15
3.2 Hvordan konstrueres dammen for å få best mulig renseeffekt? .....	15
3.2.1 Sedimentasjonskammer .....	15
3.2.2 Vegetasjonsfilter .....	16
3.2.3 Hvor stor skal fangdammen være? .....	17
3.3 Vurdering av miljøparametre .....	18
3.3.1 Total-fosfor som mål for effekt og kostnadseffektivitet .....	18
3.3.2 Redoksforholdene i små fangdammer .....	18
4. Måling av renseeffekt i norske fangdammer .....	20
4.1 Måling av renseeffekt ved sedimentanalyse .....	20
4.2 Måling av effekt ved volumproporsjonal vannprøvetaking .....	20
4.3 Hovedtall om fangdammers renseevne basert på målinger .....	20
4.4 Bruk av modell.....	21
5. Vurdering av kostnadseffektivitet for fangdammer .....	23
6. Andre miljøeffekter ved bygging av fangdammer .....	26
6.1 Oppsamling av partikler .....	26
6.2 Retensjon av pesticider i fangdammer .....	26
6.2.1 Bruk og tap av pesticider i norsk landbruk .....	26
6.2.2 Betydningen av fangdammer .....	27
6.3 Økt biologisk mangfold.....	27
6.4 Flomdemping og erosjonskontroll .....	29
6.4.1 Flomdemping .....	29
6.4.2 Minsking av faren for erosjonsskader .....	29
6.5 Andre effekter.....	29
6.5.1 Parasitter og sykdomsfremkallende bakterier .....	29
6.5.2 Kulturlandskap, variasjon og opplevelser.....	30
7. Kostnadseffektivitet for andre forurensningsbegrensende tiltak i SMIL-ordningen og i RMP .....	31
7.1 Hydrotekniske tiltak .....	31
7.2 Vegetasjonssoner .....	32
7.3 Endret jordarbeiding .....	33
7.4 Grasdekte vannveier.....	33
8. Diskusjon - optimalisering av fangdammenes renseevne .....	34
8.1 Riktig plassering i nedbørfeltet.....	34
8.2 Unngå feil utforming - kvalifiserte planleggere .....	35
8.3 Forbedring av eldre anlegg i forbindelse med tømning av vegetasjonsfilteret .....	35
8.4 Forbedring av fangdamteknologien .....	35
8.4.1 Bruk av filtermaterialer og permeable terskler .....	35
8.4.2 Fellingskjemikalier.....	36
8.4.3 Sedimentasjonsfeller og kumdammer .....	36
8.5 Forholdet mellom fangdammer og andre rensetiltak.....	36
9. Konklusjoner - evaluering av fangdammer som virkemiddel i SMIL-ordningen .....	38
9.1 Samling og målretting av tilskuddsordninger for fosforfjerning .....	38
9.2 Fangdammens størrelse og kostnadseffektivitet .....	38
9.3 Fangdammers kostnadseffektivitet i forhold til andre tiltak.....	39
9.4 Variasjon av renseeffekt.....	39

9.5	Behov for ny forskning.....	40
10.	Litteraturliste .....	41
11.	Vedlegg .....	43
	<b>Vedlegg 1</b> .....	44
	Datagrunnlag kostnadseffektivitet for fangdammer med målt renseffekt .....	44
	<b>Vedlegg 2:</b>	
	Datagrunnlag kostnadseffektivitet for fangdammer med modellert renseffekt .....	45

# Sammendrag

Denne rapporten er en evaluering av fangdammer (konstruerte våtmarker) som virkemiddel i SMIL-ordningen (Tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket). Kostnadseffektiviteten av fangdammer sammenlignes mot andre virkemidler for fosforfjerning innenfor SMIL-ordningen og andre tilskuddsordninger. Tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket innvilges i dag av kommunen etter søknad fra landbruksforetak eller eiere av landbrukseiendom. Landbruks- og matdepartementet har fastsatt en egen forskrift for ordningen. Budsjettrammen er 130 mill kroner i 2008 og 125 mill kroner i 2009.

En fangdam er en konstruert våtmark, der de naturlige renseprosessene optimaliseres ved å legge til rette for sedimentasjon av partikler og partikkelbundet fosfor, og biologisk og kjemisk tilbakeholdelse av næringsstoffer, spesielt fosfor. Fosfor vil være minimumsfaktoren for algevekst i ferskvann i Norge. I eutrofierte vassdrag, slik en ofte finner i landbruksområder, vil fosforfjerning være det viktigste tiltaket for forbedret vannkvalitet.

Norske fangdammer anlegges derfor hovedsaklig for fosforrensing, og består vanligvis av et dypere sedimentasjonskammer (1-2 m dypt), fulgt av et eller flere grunne vegetasjonsfiltre (0,2-0,5 m dype), gjerne oppdelt av terskler eller overrissingssoner for å bestemme vannstanden og gi oksygen til vannmassene. Dammene fungerer best med vegetasjonsfiltrene som ikke er for dype og som har god vegetasjonsdekning. Lange, smale filter virker best, fordi de gir god utnyttning av fangdammens areal. Det er vanlig å tilrå at dammen areal er minst 0,1 % av nedbørfeltets størrelse.

Ved måling av fangdammers renseevne finnes det nesten utelukkende målinger av rensing av total-fosfor. Total-fosfor kan deles i løst og bundet fosfor, men en del av det bundne fosforet er ikke tilgjengelig for algene. Det hadde vært et bedre mål for miljøeffekt dersom en kunne målt effekten på algetilgjengelig fosfor, men slike data har en ikke i dag.

Det er gjort mange undersøkelser av fangdammers renseseffekt på fosfor, og Bioforsk har sammenstilt resultatene i denne rapporten. Undersøkelsene er gjort med forskjellige metoder, ved oppmåling og analyse av sedimentet og gjennom vannproporsjonal vannprøvetaking. Det er valgt ut undersøkelser gjort i dammer på Jæren og på Østlandet. Til sammen inngår 30 dammer i dette materialet. Dammene er delt opp i tre grupper etter størrelse, fordi størrelsen på dammen vil ha betydning både for spesifikk renseevne og for kostnader pr. arealenhet.

## *Tilbakeholdelse av fosfor pr areal dam i undersøkelser av dammer på Jæren og på Østlandet*

	Jæren	Østlandet
Størrelse fangdam	Rensing av P g/m <sup>2</sup> /år (Gj.snitt)	Rensing av P g/m <sup>2</sup> /år (Gj.snitt)
< 1 daa	78	31
1-3 daa	62	37
> 3 daa	-	35

Det må presiseres at tallene i tabellen er gjennomsnittstall, og at det i materialet er svært stor spredning mellom forskjellige dammer.

Fangdammer har også andre positive miljøeffekter som tilbakeholdelse av pesticider, parasitter og bakterier. Fangdammene holder tilbake partikler som kan fylle opp strender og vassdrag, og de gir en flomdempende effekt. De øker også diversiteten i landskapet og gir økt biologisk mangfold. Når en skal se på kostnadseffektiviteten av fangdammer, er det vanskelig å verdsette disse effektene. Det er derfor ikke regnet på samfunnsnyten ved fosforfjerningen, og heller ikke på tilleggs effektene av fangdammen. I denne rapporten har en vurdert fangdammens kostnadseffektivitet som fosforrenser i forhold til andre tiltak mot fosforrensing i landbruket.

Fosforrensingen for andre tiltak enn fangdammer kan være minst like vanskelig å bestemme som i fangdammer, og den vil variere veldig. De tiltakene som er sammenlignet med fangdammer i denne

sammenstillingen er vegetasjonssoner og endret jordarbeiding. Tiltak som utbedring av hydrotekniske tiltak og grasdekte vannveier er for stedsavhengige til at det kan sies noe generelt om fosfortilbakeholdelsen. Begge disse tiltakene vil imidlertid være viktige for å stoppe erosjon.

Det er hentet inn opplysninger om kostnadsnivået for bygging av 77 fangdammer på Jæren og i Morsas nedbørfelt, og disse er også delt inn i de tre størrelseskategoriene. I tillegg er det regnet inn vedlikeholdskostnader/tømming, slik at en får en årlig kostnad som kan sammenholdes med årlig fosforrensing ut fra målte verdier og modellerte verdier. Dette gir kostnadseffektiviteten i kr per kg P som er rensset. Kostnadseffektiviteten av andre tiltak er hentet fra andre kilder (Morsa-prosjektet og Aksjon Jærvassdrag).

*Kostnadseffektivitet ved fangdammer i forhold til andre tiltak (tusen kr/kg P).*

Tiltak	Jæren	Østlandet
<b>Fangdammer</b>		
< 1 daa (målt / modellert effekt)	0,18 / 0,43	0,47 / 0,67
1-3 daa (målt / modellert effekt)	0,15 / 0,26	0,26 / 0,48
> 3 daa (målt / modellert effekt)	- / 0,17	0,19 / 0,34
Endret jordarbeiding	Har ikke denne tilskuddsordn.	0,10 - 0,28
<b>Vegetasjonssoner</b>		
Vegetasjonssone for åpen åker	0,04 - 0,22	0,32
Ugjødsla randsone for eng	0,04 - 0,15	Har ikke denne tilskuddsordn.

På Jæren viser spesielt feltene med målte fosforeffekter i fangdammer at de er på høyde med vegetasjonssoner når det gjelder kostnadseffektivitet. På Østlandet viser endret jordarbeiding god kostnadseffektivitet, men også her er middels store og store fangdammer på høyden med jordarbeiding og vegetasjoner med kostnadseffektiv fosforfjerning.

Når det gjelder grasdekte vannveier i erosjonsutsatte dråg, vil virkningen være minst på nivå med vegetasjonssoner, og kostnadene vil være tilsvarende dette.

Fangdammene viser en ganske stor variasjon i renseeffekt, selv om dammene ble utformet på samme måte for maksimal fosforfjerning. Forklaringen på den store forskjellen i effekt skyldes mer forholdene i nedbørfeltet enn i forskjellen i utformingen av dammene. Også investeringskostnadene for bygging av dammen kan variere, etter hvor den plasseres i landskapet. Riktig plassering av fangdammene i et tiltaksområde blir dermed en av de viktigste forutsetningene for kostnadseffektiviteten av fangdam som renssetiltak.

Små dammer er i utgangspunktet mer effektive enn store dammer pr.m<sup>2</sup>, men prisforskjellen er såpass stor, at denne bedre effektiviteten ikke veier opp for kostnadsøkningen pr m<sup>2</sup>. Større dammer i norsk målestokk, gjerne over 3 dekar, gir ut fra tallene høyest kostnadseffektivitet. Dersom en går ut over 5 dekar, vil kostnadseffektiviteten pr m<sup>2</sup> sannsynligvis begynne å gå nedover fordi renseeffektiviteten pr m<sup>2</sup> minker, og innsparingene i anleggs- og driftskostnader pr m<sup>2</sup> etter hvert blir minimale.

Også andre renssetiltak vil ha svært varierende effekt i forhold til hvor i landskapet de plasseres, jordart, fosfortilstand, erosjonsklasse, helling og hellingslengde vil kunne gi vidt forskjellig virkning av tiltaket. Forholdene i nedbørfeltet må vurderes nøye, for å finne ut om hvorvidt en fangdam er det riktige tiltaket. Når det gjelder prioriteringer mellom tiltak innefor et tiltaksområde, kan det derfor ha større betydning om en plasserer tiltaket på riktig sted, enn hvilket tiltak en velger. Ut fra sammenligningen av kostnadseffektivitet er det ingen grunn til å utelukke noen av tiltakstypene.

Forholdene varierer såpass mye innen landbruksområdene i Norge, at det ikke er grunnlag for å gi noen generell tilrådning når det gjelder prioritering mellom fangdammer og tiltak som endret jordarbeiding og vegetasjonssoner. Fangdammer kombinert med andre renssetiltak kan dermed gi en god totalrensing i vassdrag der kravet til rensing er stort, og i sårbare resipienter. Ved tiltaksplanlegging på det enkelte bruk, eller tiltaksplanlegging i et enkelt vassdrags nedbørfelt vil det være langt lettere å prioritere, og peke ut hvilke tiltak som gir best effekt.



Mange resipienter i landbruksområder er svært påvirket av næringsstoffavrenning, og det vil ikke være tilstrekkelig å satse på kun en tiltakstype. På Jæren kan fangdambygging ikke løse de grunnleggende problemene med for sterk fosforgjødsling over mange år, og fremdeles ubalanse mellom fosfortilførsel og plantenes behov. I denne situasjonen vil heller ikke endret jordarbeiding eller vegetasjonssoner ha stor effekt, fordi fosforet følger drensvannet ut i vassdragene. Slik sett blir fangdammer et av få tiltak som har effekt.

Siden plasseringen av fangdammen er så viktig i forhold til kostnadseffektiviteten bør det prioriteres strengt med hensyn på hvilke dammer som finansieres. Dette bør skje på bakgrunn av områdevis analyse av tilførsler og egnethet for fangdambygging. Det er viktig at planlegger har kompetanse både på tap av næringsstoffer i nedbørfelt og fangdammers optimale utforming.

Eldre anlegg som kan være feilutformet kan rettes opp i forbindelse med tømning. Det er også muligheter til å forbedre fangdammene ved å legge et filter som fanger opp løst fosfor i enden av dammen.

Fangdammer virker spesielt godt i ekstreme vær-situasjoner, med stor overflateavrenning og stor overflateerosjon. Særlig i områder der en har høstpløyde arealer eller høstkorn med dårlig etablering, kan det bli store mengder erosjon under slike forhold, særlig på Østlandet. Graving i dråg er også en stor bidragsyter til partikler under sånne forhold. De mest ekstreme resultatene ved måling av tilbakeholding i fangdammer har en fått på åpen åker i ekstreme vær-situasjoner, ofte kombinert med tele. Dersom driftspraksis i nedbørfeltet endres, med mer areal liggende i stubb over vinteren, med buffersoner langs vassdrag og med grasdekte vannveier, vil mengden erosjon minke betraktelig. En vil få langt lavere tilførsler av partikler og fosfor til fangdammen. Effektivitet i en fangdam der det gjennomføres slike tiltak i nedbørfeltet vil dermed gå ned. En vil imidlertid aldri hindre all avrenning av partikler, selv med alt kornareal i stubb over vinteren.

Fangdammer er i dag det eneste rens tiltaket som fanger opp drensvann. Drensvannet har på mange steder minst like stor betydning som overflateavrenningen, og kan være en viktig bidragsyter til partikler og fosfor til vassdragene. I områder med høye fosfortall i jorda, vil også eroderte partikler være mer fosforrike. Dersom de nye fosfornormene brukes, vil også effektiviteten av fangdammene gå ned. På Jæren har en imidlertid vanskeligheter med å oppnå dette med dagens driftsnivå, fordi husdyrtallet er såpass høyt i utgangspunktet. På Jæren må en få en mer balansert gjødsling dersom en skal kunne forvente en nedgang i fosfortilførslene i vassdragene på lang sikt.

Det er stor forskjell på hvor kostnadseffektive forskjellige tiltak er i forskjellige landskaper. For å få en riktig prioritering mellom forskjellige tiltak mot fosforfjerning, bør tilskuddsordningene som har fosforfjerning som mål samordnes, slik at en kan få satt inn riktig tiltak på riktig sted. Tilskuddene bør målrettes mot de områdene som har størst problemer, og bevilgningene bør ikke blandes med andre typer tiltak som har helt andre formål. Tilskuddssatsen til fangdambygging bør være høy, fordi grunneier og forurenser i mange tilfeller ikke er den samme dersom en skal kunne legge vekt på optimal plassering av dammen.

Bioforsk peker på behovet for ny forskning når det gjelder verktøy for plassering og vurdering av kostnadseffektivitet for fangdammer, for modellering av effekt etter utforming og størrelsen av dammen og etter forhold i nedbørfeltet. Videre påpekes behovet for økt kunnskap på prosesser og forurensing fra grøfteavrenning herunder virkningen av endret jordarbeiding på tapene til grøftene. Det kan være muligheter til å begrense tapene fra drensgrøftene og omfanget av erosjon fra eldre hydrotekniske anlegg gjennom forskning på nye løsninger, der drenering og forurensningsbegrensning kombineres.

# 1. Innledning

---

Renseevnen til dammer og våtmarker har vært kjent lenge, og da det ble satt fokus på forurensingen fra landbruket, ble etableringen av fangdammer og konstruerte våtmarker en av de metodene som ble utprøvd. Forskningsaktiviteten ble i hovedsak utført på nittitallet, og de gode resultatene førte til at fangdammer og konstruerte våtmarker ble et av mange tiltak som etter hvert er blitt iverksatt for å bedre vannkvaliteten i landbruksdominerte vassdrag. dammene har vært delfinansiert gjennom tilskudd, og ligger i dag inne i tilskuddsordningen "Tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket" (SMIL).

Tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket (SMIL) innvilges i dag av kommunen etter søknad fra landbruksforetak eller eiere av landbrukseiendom. Landbruks- og matdepartementet har fastsatt en egen forskrift for ordningen. Budsjettrammen er 130 mill kroner i 2008 og 125 mill kroner i 2009.

Formålet med SMIL-ordningen er å fremme natur- og kulturminneverdiene i jordbrukets kulturlandskap og redusere forurensningen fra jordbruket, utover det som kan forventes gjennom vanlig jordbruksdrift. Gjennom SMIL-ordningen har en mulighet til å støtte tiltak som bidrar til å nå målene for ordningen. Det kan bl.a. gis tilskudd til tiltak som reduserer avrenning fra jordbruksarealer som f.eks økologiske rensiltak som fangdammer og vegetasjonssoner, utbedring av hydrotekniske anlegg og annet.

Etablering av fangdammer har i særlig grad blitt stimulert fra 1994 og fremover. Den gang gjennom ordningen med investeringsstøtte til miljøtiltak i jordbruket. Ordningen har gjennomgått noen "hamskifter" og er nå en del av SMIL-ordningen. Siden 1994 er det gitt tilskudd til etablering av mer enn 700 fangdammer i hele landet, og det er investert nær 100 mill kr i disse dammene. Det kan gis inntil 70 % tilskudd, og det er utbetalt om lag 65 mill kr i tilskudd. Det er særlig fylkene Østfold, Akershus og Rogaland som har etablert nye fangdammer, og i disse fylkene finner vi ca 75 % av alle de nye dammene siste 5 år. Ca 15 % finnes i Hedmark, Vestfold og Nord-Trøndelag, mens resten av dammene er spredt omkring i hele landet.

I henhold til jordbruksoppgjøret legger SLF til grunn at ordningen skal evalueres i forhold til miljøresultatene. Dette forstås slik at det skal foretas en evaluering av ordningen som viser i hvilken grad SMIL-ordningen har bidratt til å gi "miljøgevinst" i tråd med formålene for ordningen, og det bør gis en mest mulig konkret vurdering av miljøresultater. I denne rapporten er det miljøeffektene av fangdammer som er evaluert.

En har i dette oppdraget valgt ut noen fylker/kommuner som case-områder, hvor det tilstrebes en viss geografisk spredning på landsdeler og viktige jordbruksregioner. Siden de aller fleste fangdammer finnes på Jæren og det sentrale østlandsområdet, så en har valgt ut kommunene som inngår i Aksjon Jærvassdrag i Rogaland, og i tillegg fylkene Akershus og Østfold, med spesiell vekt på Morsa-vassdragets nedbørfelt. Her er det gjort en oppsummering av effekt mht til å samle opp jord og næringsstoffer på bakgrunn av allerede utførte forskningsprosjekter. Dette har tidligere aldri vært sammenstilt. I tillegg er andre forhold som har betydning for miljøeffekten av fangdammer vurdert. Det er til slutt foretatt en vurdering av kostnadseffektivitet der fangdammer sammenlignes med andre aktuelle miljøtiltak i jordbruket, spesielt når det gjelder tiltakenes virkning som fosforrensere.

Formålet med evalueringen har vært å undersøke i hvilken grad tilskuddene har miljøeffekter og bidrar til måloppnåelse som forventet. På bakgrunn av dette trekkes det konklusjoner om hvor og hvordan fangdammer bør anlegges i framtiden.

SMIL-ordninger erstatter den tidligere STILK-ordningen. Bioforsk har ikke skilt mellom dammer anlagt med STILK-midler og SMIL-midler når det gjelder renseseffektivitet og kostnader. Disse ordningene var forholdsvis like, og det er ikke forskjell når det gjelder dammenes utforming eller andre krav som er knyttet til dammene. Dette øker datamaterialet, og dermed sikkerheten på datagrunnlaget.

Tilskuddsmulighetene for miljøtiltak med formålet fosforrensing er i dag delt mellom to ordninger, SMIL-ordningen og Regionale Miljøprogram (RMP-ordningen). Det var en prøveperiode med regionale miljøprogram for Hedmark og Hordaland i 2004. I 2005 ble det

innført RMP for alle fylkene. De aller fleste ordningene for redusert avrenning av fosfor og partikler til vassdrag ligger nå i RMP-ordningen. Det generelle målet for ordninger under et av hovedområdene i RMP er å hindre erosjon og avrenning av jord og næringsstoffer til vann og vassdrag. Dette er det største hovedområdet og fylkene Østfold, Akershus og Vestfold bruker over 90 prosent av midlene til dette formålet. Generelt har det vært en økning i tiltakene rettet mot avrenning til vassdrag, bortsett fra direktesåing av høstkorn og fangvekster. Økningen skjer særlig i bruk av grasdekte vannveier og ugjødsle buffersoner og vegetasjonssoner.

Når kostnadseffektiviteten for tiltak mot fosforforurensing i landbruksområder skal vurderes opp mot hverandre blir det lite formålstjenlig å begrense seg til tiltak innenfor SMIL-ordningen. I samråd med SLF har Bioforsk derfor inkludert noen tiltak innefor RMP-ordningen ved sammenligning av kostnadseffektivitet for fosforrensing.

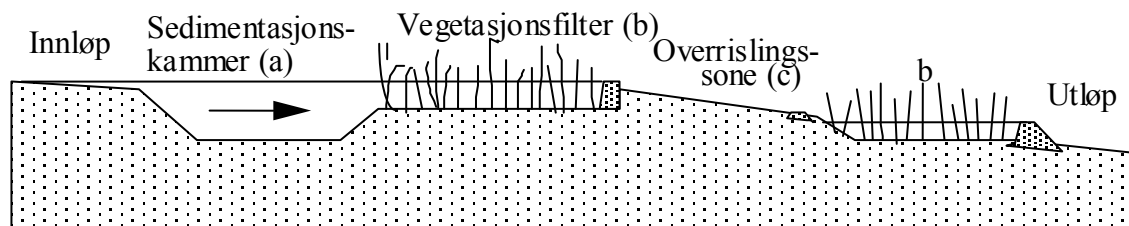
Resultatet av evalueringen vil bli overlevert avtalepartene i Jordbruksoppgjøret 2009 og brukt som grunnlag for SLFs innspill til LMD i forbindelse med dette.

## 2. Fangdammer - utforming og funksjon

Mange vann og vassdrag i jordbruksområder har for store næringsstofftilførsler, særlig er fosforavrenning fra jordbruket en stor utfordring. Det er behov for tiltak i mange vannforekomster. For å redusere erosjon og avrenning av næringsstoffer er det først og fremst viktig å iverksette tiltak som berører driftspraksis, så som jordarbeidingstiltak og lignende. Men for noen vannforekomster synes dette ikke å være tilstrekkelig. I slike tilfeller er det nødvendig med supplerende tiltak som fanger opp jord og næringsstoffer. Fangdammer og vegetasjonssoner er aktuelle tiltak for dette. Fangdammer vil også være et av få tiltak som også fanger opp drensavrenning.

En **fangdam** er en konstruert våtmark. Anleggene er vanligvis laget som en utvidelse av bekkestrengen (figur 1), og er bygd opp av to eller flere av følgende komponenter:

- Sedimentasjonskammer (1-2 m dybde)
  - Vegetasjonsfilter (0,2-0,5 m dybde)
  - Overrislingssoner (0-0,1 m dybde)
- Damkomponentene er ofte skilt fra hverandre med lave, steinsatte jordterskler.



Figur 1. Tverrsnitt av en fangdam som består av flere komponenter. Grovt materiale holdes tilbake i sedimentasjonskammeret, mens finere partikler og næringsstoffer filtreres i biologisk aktive soner (b, c).

Fangdammen utformes for å optimalisere naturlige renseprosesser som:

- sedimentasjon (bunnfelling) av partikler og forurensinger på partiklene, som dermed holdes tilbake i anleggene.
- biologisk og kjemisk omdanning av forurensingene på partiklene og i vannmassene til ufarlige stoffer.

En **rensepark** er en fangdam som er tilrettelagt for opplevelse. Renseparken inneholder en våtmarkskomponent samt et opparbeidet areal rundt anlegget, for eksempel turstier og beplantning. Det legges vekt på at anlegget skal ha et estetisk godt uttrykk, noe som kan bety at arealet ikke utnyttes maksimalt fra et renses teknisk perspektiv.

Både fangdammer og renseparker kan ha flere formål. Hovedbegrunnelsen for anlegging vil være ønsket om renere vann. I tillegg vil det kunne legges til rette for flomdemping for å hindre erosjon i bekken, økt biologisk mangfold, kunnskap om avrenning fra nedbørfeltet etc. Eiere av fangdammer får mer enn renere vann.

### 2.1 Hvilke problemer skal fangdammen løse?

Av næringsstoffene er fosfor regnet som minimumsfaktoren for algevekst i ferskvann. Redusert fosfortilførsel til ferskvann har derfor vært høyt prioritert av norske myndigheter. Fangdammer er derfor i hovedsak laget for å rense fosfor fra diffus avrenning, og da spesielt fra landbruksområder. De er spesielt godt egnet til å holde tilbake partikler, og dermed også forurensing bundet til partikler.

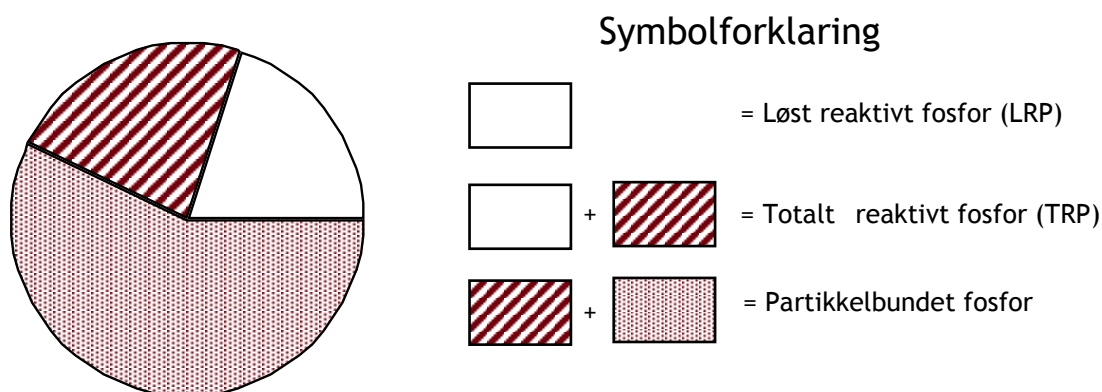
Arealavrenning fra jordbruksområder kan føre med seg store mengder fosfor. Fosfor vil ofte være bundet til partiklene, og renses derfor godt med fangdammer.

Forurensing fra diffuse kilder kjennetegnes ofte ved at de transporteres fortynnet i store vannmengder sammenlignet med forurensinger fra punktkilder. De største tapene skjer i pulser etter regnskyll eller snøsmelting. Fangdammer virker godt under slike ekstremhendelser.

### 2.1.1 Fosforformen påvirker tilbakeholdingen

Fosfor foreligger i mange former i naturen. I praksis deles ofte fosfor i fraksjoner ved hjelp av forskjellige analyseteknikker og filtreringsmetoder. Målet er ofte å finne sammenhengen mellom en fraksjon og responsen på en levende organisme, for eksempel en algetype i ferskvann. Selv om det er anerkjent at fosfor ofte er det næringsstoffet som styrer veksten i ferskvann, er det i praksis en komplisert sammenheng mellom algevekst og innhold av fosfor. Det kan skyldes andre forhold som temperatur, lys, konkurranse og naturlige kjemiske substanser som hindrer vekst. Fraksjoneringen er derfor kun veiledende. En type fraksjonering er vist i figuren under.

- Løst reaktivt fosfor (LRP) er fosfor i væsken etter filtrering med 0,45 µm filter. Mange regner denne andelen som umiddelbart algetilgjengelig. Fosfor som ikke er løst er bundet til partikler større enn 0,00045 mm.
- Totalt reaktivt fosfor (TRP) måles på ufiltrert prøve og angir potensielt algetilgjengelig fosfor, dvs. fosfor algene kan nyttiggjøre seg av på kort og lang sikt (løst og partikkelbundet fosfor).



Figur 2. Forholdet mellom fosforfraksjonene i bekken til fangdammen Berg i Akershus (Gjennomsnitt). (Braskerud 2001)

Fosfor står i en likevekt mellom fosfor på partikler og fosfor i væska rundt partiklene. Det er svært vanskelig å gi et korrekt bilde av LRP og lignende løste fraksjoner, fordi fosfor er meget reaktivt og binder seg raskt til partikler. Fosfor kan imidlertid også frigjøres ved endring av redoksforholdene i våtmarka og også i prøveflaska ved analyser. Den eneste fraksjonen vi kan være trygge på er *Totalfosfor (TP)*. Totalinnholdet av fosfor sier imidlertid lite om hvor stor den algetilgjengelige delen er. Situasjonen forverres ved at forholdet mellom fraksjonene endrer seg kontinuerlig. Periodevis kan alt fosfor være algetilgjengelig, i andre perioder svært lite. De fleste tallene som brukes i denne rapporten for måling av oppsamling og kostnadseffektivitet er basert på måling av totalfosfor.

Fordi fangdammer er laget for å stimulere sedimentasjonen av partikler, forventer vi størst tilbakeholdning av partikkelbundet fosfor. Forsøk med blå-grønne alger i Norge har vist at 25-75 % av det partikkelbundne fosforet kan være algetilgjengelig (Krogstad og Løvstad, 1989). Finske undersøkelser har vist at mengden partikkelbundet fosfor som algene raskt kan bruke ofte er større enn den vannløste fosforfraksjonen (LRP). I tillegg kan en vesentlig del av fosforet frigjøres fra partiklene hvis redokspotensialet i vannmassene blir lavt (Uusitalo m.fl, 2003). Tilbakeholdning av partikkelbundet fosfor er derfor viktig i arbeidet for renere vann.

TRP fjerningen var i forsøk vanligvis ca 8 %-poeng under den relative total fosforfjerningen gjennom det meste av året. Om sommeren kunne totalfosforfjerningen avta ca 10 %-poeng sammenlignet med gjennomsnittet over året. Dette skyldes trolig mindre tilført fosfor. TRP-fjerningen økte imidlertid tilsvarende, slik at den algefølsomme fosforfjerningen i anleggene økte (Braskerud og Løvstad, 2002). Dette kan skyldes fosforopptak i alger og annen biomasse i fangdammen i den varme årstiden. Aggregatene er dessuten også mest stabile om sommeren.

### 2.1.2 Best når det gjelder

Vanligvis vil renseeffekten avta når oppholdstiden avtar (Kadlec og Knight, 1996). Det skyldes at partikler får kortere tid til sedimentering. På samme måte får biologiske- og kjemiske prosesser kortere tid til å omdanne næringsstoffer og andre forurensinger. Forløpet blir som beskrevet i den stiplede linja i figur 3. Når den hydrauliske belastningen øker, avtar rensingen. I fangdammer gjelder dette for løste næringsstoffer og pesticider.

Det motsatte er imidlertid tilfellet for partikler og partikkelbundne pesticider og næringsstoffer, og dermed også delvis for fosfor. Fosforfjerningen øker med økende vannføring, både relativt og spesifikt ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )! Det skyldes selektiv erosjon i nedbørfeltet:

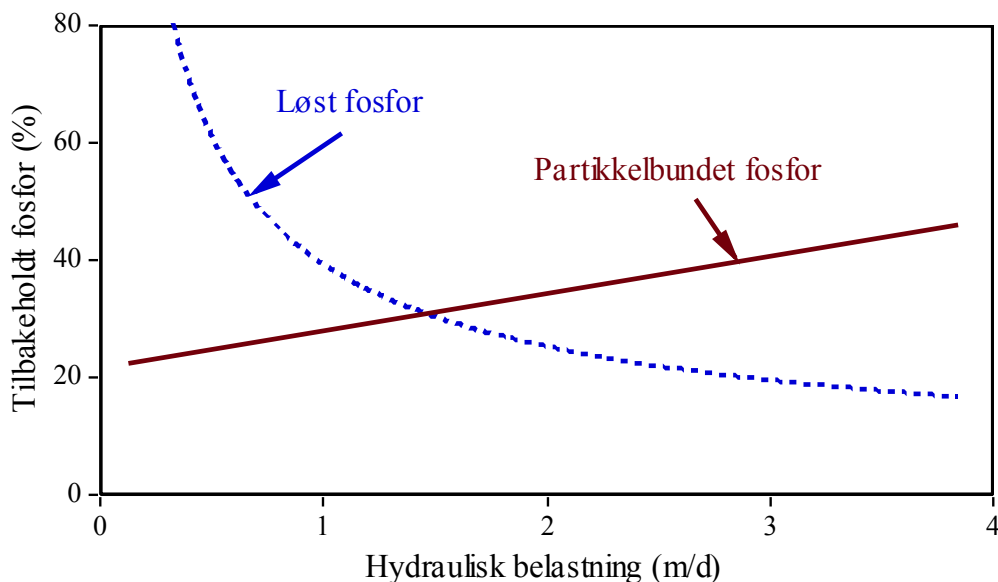
Ved økende nedbør øker erosjonen av store partikler og aggregater.

Høyere vannføring øker transporten av store partikler til fangdammen.

Når erosjonsmaterialet når fangdammen avtar vannhastigheten og jordpartiklene sedimenterer, særlig store enkeltpartikler og aggregater.

Tilbakeholdingen i fangdammen er kompleks. I virkeligheten avtar fangdammenes renseevne med økende vannføring. Men den negative virkningen av redusert oppholdstid blir mer enn oppveid av økt sedimentasjonshastighet på de store, fosforrike partiklene som ankommer fangdammen ved høy vannføring (Braskerud, 2002a).

Renseevnen øker også ved økende fosforkonsentrasjoner i bekkevannet, fordi mer fosfor bindes på partikler og sedimentoverflate. Dette skyldes at likevekten mellom fosfor i vannet forskyves i retning mot mer fosfor på partikler.



Figur 3. Tilbakeholdning av fosfor i fangdammer (etter Braskerud, 2002a). Fangdammers renseevne øker når tilførselene av vann og fosforrike partikler øker (forløpet på tilbakeholdning av løst fosfor er kun et anslag, beregnet etter Kadlec og Knight (1996) og gjelder våtmarker med svært god renseeffekt).

## 3. Generelt om fangdammers renseseffekt

---

### 3.1 Bruk av eksisterende data

Bioforsk har gjennomført flere lange måleserier i dammer spredt over hele landet, utført med volumproporsjonal prøvetaking. En har i tillegg undersøkelser av fangdamsedimenter i til sammen over 20 dammer på Jæren og Østlandet som måler effekt av fangdammene ved ulike driftssystem, topografi og jordarter. Det innsamlete materialet gir grunnlag for vurdering av effekt i forhold til pris når det gjelder fosforrensing, og vurdering av tiltaket opp mot andre forurensningsbegrensende tiltak i SMIL-ordningen.

Det er i tillegg tatt mange stikkprøver av fangdammers renseseffekt, delvis utført av andre, både kommuner, planleggere og forskere. Stikkprøvetaking har en tendens til å undervurdere fangdammenes rensesevne grovt, fordi en ikke får med seg de ekstreme episodene, der en stor del av årstilførselen skjer i et forholdsvis kort tidsrom. Ved sammenlignende undersøkelser har Bioforsk funnet at stikkprøvetaking undervurderer oppsamlingen av sedimenter med 50 % (Eggestad m. fl., 1994). En har derfor valgt å ikke inkludere disse måleseriene i denne sammenstillingen av renseseffekt.

Det er stor forskjell på virkningen av det første sedimentasjonskammeret, og de etterfølgende vegetasjonsfilterne, men begge typene fangdamelementer er nødvendige for å oppnå god totaleffekt av fangdammene. Alle dammene som er undersøkt består av både et innledende sedimentasjonskammer og et etterfølgende vegetasjonsfilter, så det er ikke gjort noen spesiell vurdering av disse to forskjellige damelementene, fangdammene er vurdert som en helhet.

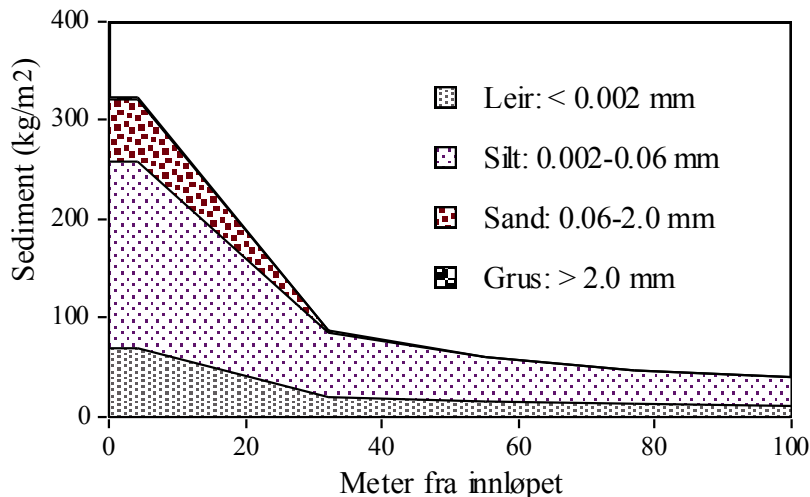
### 3.2 Hvordan konstrueres dammen for å få best mulig renseseffekt?

Den forskningen som er gjort i Norge på fangdammer, hovedsakelig av Bioforsk (tidligere Jordforsk) har gitt oss godt grunnlag for å gi tilrådninger når det gjelder hvordan fangdammene bør utformes for å gi god rensesevne.

#### 3.2.1 Sedimentasjonskammer

Det må alltid bygges et sedimentasjonskammer i fangdammenes innløp. Sedimentasjonskammeret holder tilbake grove partikler og aggregater, og kan fylles raskt opp. Kornstørrelsen på partiklene avtar fra innløpet mot utløpet i fangdammen.

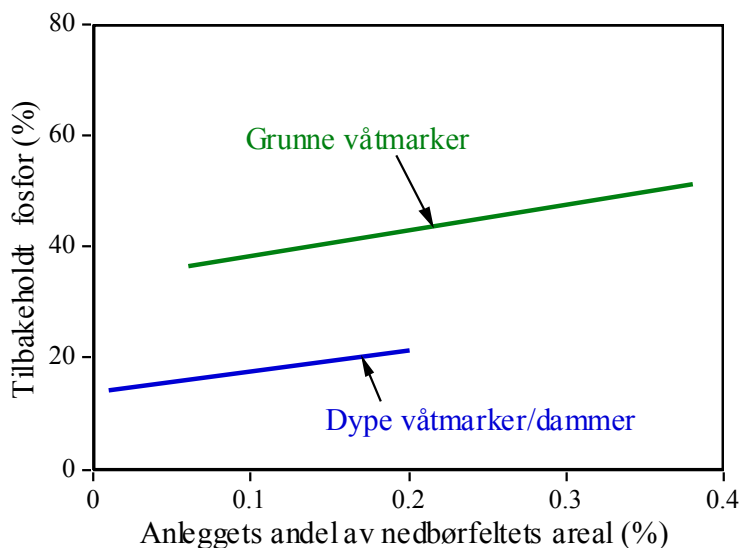
Hvor stort og dypt sedimentasjonskammer en trenger avhenger av tilførselsmengder av grove partikler, og ønsket frekvens for tømming. Som en tommelfingerregel anbefales det at 20-30 % av fangdammens totalareal anlegges som sedimentasjonskammer. Virkningen av kammeret bestemmes av overflatearealet, og virkningen vil avta når sedimentasjonskammeret fylles opp. Erfaringene etter noen års drift er at innløpet av sedimentasjonskammeret er det første som fylles opp.



Figur 4. Fangdammen Berg består av sedimentasjonskammer og vegetasjonsfilter. Grus og sand holdes tilbake i sedimentasjonskammeret. Resultat etter 6 års drift (etter Braskerud m.fl. 2000).

### 3.2.2 Vegetasjonsfilter

Et vegetasjonsfilter skal anlegges etter sedimentasjonskammeret for at vannet skal kunne filtreres gjennom et vegetasjonsdekke av våtmarksplanter. Dybden kan variere mellom 20 og 50 cm. Volumet har liten betydning. Det betyr at dybden er lite viktig for fangdammens effektivitet. Skal en partikkel holdes tilbake i en fangdam må den treffe bunnen. Siden leiras sedimentasjonshastighet er ekstremt lav vil vi ha problem med å fange leirpartikler i dype anlegg. Grunne anlegg kan lettere dekkes av vegetasjon, som gir økt sedimentasjonsoverflate. Fangdammer med grunne vegetasjonsfilter og godt dekkende vegetasjon fungerer absolutt best, og er den metoden som anbefales for bygging av fangdammer i Norge. Det viser en sammenligning mellom *dype* (1-2 m) våtmarker/dammer i Sverige og Finland med *grunne* anlegg i Norge ble gjennomført for fosfor (figur 5).

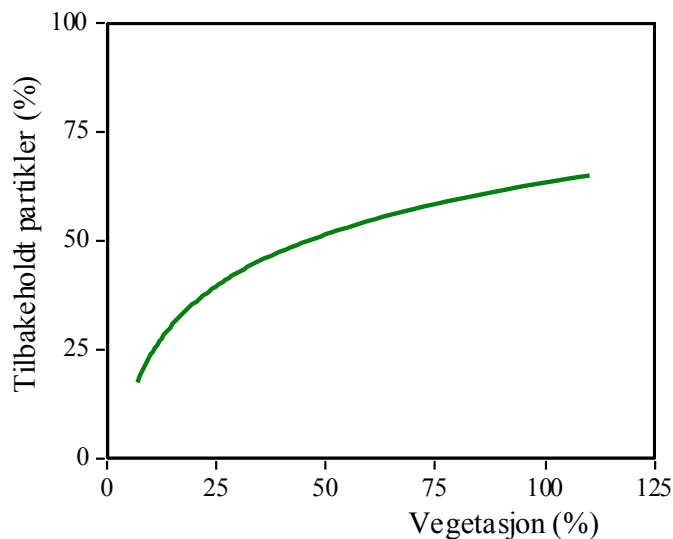


Figur 5. Tilbakeholdingen av fosfor var størst i grunne våtmarker, og økte med tiltakets størrelse i forhold til nedbørfeltet (etter Uusi-Kämpä, m.fl. 2000).

Fangdammen blir vanligvis beplantet når de blir anlagt. I forsøk økte vegetasjonsdekningen løpet av 4 år fra 5 % til over 80 %. Dette fikk konsekvenser for tilbakeholdingen av partikler. Etter hvert som våtmarksvegetasjonen dekket fangdammen økte tilbakeholdingen av jordpartikler. Dette kunne sees



ved prøvetaking av vannprøver i inn- og utløp av fangdammene. Tilbakeholdingen av partikler økte til vegetasjonsdekningen var 60-80 %.



Figur 6. Tilbakeholdingen av jordpartikler økte med vegetasjonsdekning i fangdammene (etter Braskerud, 2001 veg.pap.).

Vegetasjonens evne til å hindre utspyling støttes av andre forsøk. I forsøksanlegget i Lier fikk en *ingen* fosforrensing i et hellelagt, vegetasjonsløst filter, mens det grunne vegetasjonsdekkede filteret virket meget bra.

### 3.2.3 Hvor stor skal fangdammen være?

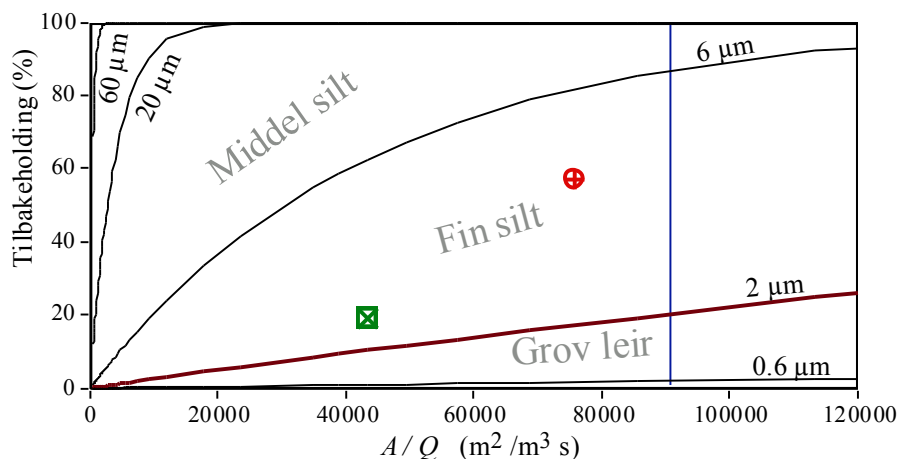
Renseevnen til fangdammer øker med fangdamstørrelsen, fordi den hydrauliske belastningen ( $Q/A$ ) avtar (jf. figur 11). Med unntak av ekstremt små fangdammer, der den hydrauliske belastningen er så stor at tilbakeholdt sediment spyles ut ved flom, avtar imidlertid den spesifikke rensinga ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ) med økende fangdamstørrelse. Det betyr at renskostnaden øker med størrelsen for de aller største fangdammene. Det finnes dermed en optimal fangdamstørrelse ut fra et økonomisk perspektiv. Denne størrelsen vil avhenge av behovet for partikkel- og fosforrensing i det enkelte vassdrag. For kostnadseffektiv fjerning av partikkelbundet fosfor vil trolig anlegg med størrelse mellom 0,1 til 2 % av nedbørfeltet være optimalt (Braskerud m. fl. 2005). Vi har få holdepunkter for å anbefale en øvre grense for rensingen av løst fosfor, selv om enkelte mener 4 % fangdamareal i forhold til nedbørfeltet er nødvendig for å halvere innholdet av LRP i landbruksbekker (Reinhardt m.fl., 2005).

Det er mulig å beregne fjerningen av enkelte kornstørrelser ved hjelp av figur 7. Vi har evaluert metoden for alle kornstørrelser, og metoden er vel egnet for sand og silt. For leire gir modellen feil resultat (Braskerud, 2003). Figur 7 viser at partikler større enn finsilt lett fjernes i små anlegg. Figuren kan derfor brukes til å anslå nødvendig størrelse av sedimentsjonskammeret hvis tilførselene av sand og silt kan anslås.

Når det gjelder leire kommer mye av leirpartiklene som aggregater, og disse partiklene oppfører seg som silt, eller sandpartikler. På jord med dårlig jordstruktur og lite aggregater, noe som ofte er tilfellet på planerte arealer, får en dermed dårligere virkning av fangdammen. Fangdammer som mottar erosjonsmateriale fra planerte areal må være større enn fangdammer som mottar partikler fra uplanerte areal for å gi samme renseseffekt. Vi ser det samme fenomenet for fosfor, som i stor grad er bundet til partiklene.

### Beregning av partikkelfjerning i fangdammer.

Ved å gå inn fra  $A/Q$ -aksen (blå linje i en tenkt fangdam) ser vi at all sand og grov silt holdes tilbake. I tillegg fjernes over 85 % av mellom silt og 20-85 % av finsilt fra vannet. Virkingen på leire er uvisst, og vil være avhengig av i hvilken grad leirpartiklene kommer som aggregater eller som enkeltpartikler.



Figur 7. Tilbakeholding av partikler med ulike størrelse i fangdammer avhengig av invers hydraulisk belastning ( $A/Q$ ). Brun linje viser forventet sedimentasjon av 0,002mm partikler ved endring i den hydrauliske belastningen. Rød sirkel angir gjennomsnittlig tilbakeholding av leire i Berg, grønn firkant i Kinn (etter Braskerud, 2003).

## 3.3 Vurdering av miljøparametre

De registrerte miljøeffekter av fangdammer knyttes vanligvis opp mot oppsamlet mengde partikler og årlig oppsamling av mengde total-fosfor, altså både løst og bundet. Det kan stilles spørsmål om i hvilken grad dette er riktig mål for miljøeffekten i vassdraget.

### 3.3.1 Total-fosfor som mål for effekt og kostnadseffektivitet

Valget av total-fosfor som mål for miljøeffekt og kostnadseffektivitet er utelukkende valgt fordi dette er den mest pålitelige og billigste målemetoden, og som også vil være stabil over tid. Det er imidlertid klart at den umiddelbare virkningen av fosfor i vassdraget er helt forskjellig når fosforet kommer som løst fosfor, eller når mesteparten er partikkelbundet og delvis utilgjengelig for algene. Særlig gjelder dette tilførsler i sommersesongen.

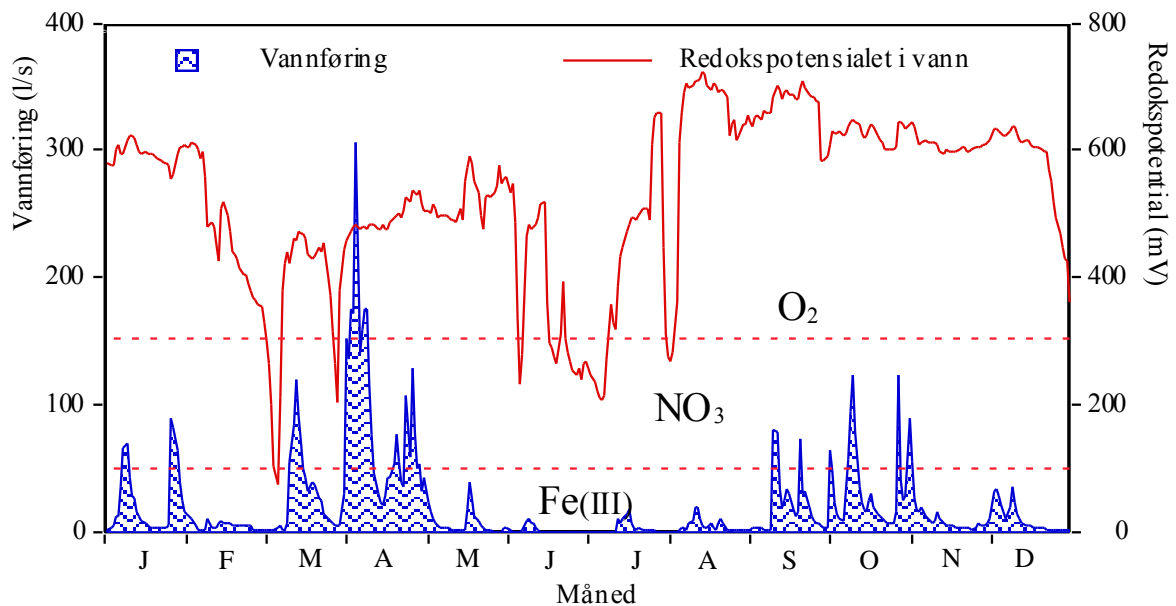
Siden de aller fleste tilgjengelige måleresultater gjelder total-fosfor har en i denne rapporten bare brukt total-fosfor i analysene av effektivitet.

### 3.3.2 Redoksforholdene i små fangdammer

En del av fosforet som holdes tilbake på partikler i fangdammer er sensitivt for endringer i redoksforholdene. Treverdig jern på partikkeloverflata binder fosfor. Når redokspotensialet synker mot 100 mV reduseres jern(III+) til jern(II+), og fosfor frigjøres. Redokspotensialet i utløpsvannet i forsøksfangdammene på Berg og Kinn ble registrert over 3 år. Vanligvis er redokspotensialet i vannet i små fangdammer meget høyt. Figur 8 viser vannføring og redokspotensialet i Berg i 2001. Høye hydrauliske belastninger tilførte som oftest fangdammen oksygenrikt vann. Trolig dannes et tynt oksygenrikt mikrosjikt på sedimentoverflata når vannet passerer. Sjiktet er tilstrekkelig til å forsegle frigjort fosfor fra det redoks-negative sedimentet under.

I perioder med lav vannføring faller imidlertid redokspotensialet betydelig og det oksygenrike mikrosjiktet blir trolig så svekket at fosfor kan lekke ut. I 2001 var rensingen negativ i to tilfeller i mars og en gang i slutten av desember i perioder med lavt redokspotensiale (figur 8). Fosforlekkasje kan også skje om sommeren. Det var trolig fosforopptak i alger og vegetasjon som hindret lekkasje i den perioden.

Fosforlekkasjer er registrert i alle anlegg. Oftest skjer det når redokspotensialet i vannet er lavt, ved lav vannføring. Det samlede tapet er imidlertid lite ved liten vannføring. Fra Berg var for eksempel det spesifikke tapet under 5 % av den spesifikke tilbakeholdingen.



Figur 8. Daglige observasjoner av avrenning og redokspotensial i utløpet av fangdam Berg i 2001. Viktigste elektronakseptor for ett gitt redokspotensial er vist. Små økninger i vannføringen øker oksygeninnholdet betydelig (etter Braskerud m.fl. 2005).

Det er likevel litt betenkelig at dammene lekker fosfor i perioder med minimal vannføring. Hvis det skjer om sommeren, kan det gi ekstra fosfortilførsler av løst fosfor på et tidspunkt der vassdragene er spesielt sårbare for algevekst. Men de mengdene som slipper ut gjennom disse lekkasjene samlet sett er ikke store. For store resipienter vil dette dermed ha liten betydning, men i mindre resipienter med liten oppholdstid kan det være klart negativt.

## 4. Måling av renseeffekt i norske fangdammer

---

Det er foretatt mange forsøk når det gjelder renseeffekten av fangdammer. Metodikken har vært forskjellig, og varigheten av forsøkene, og hyppigheten av forsøkene har vært forskjellig. Det er derfor et utvalg av undersøkelser som er brukt i denne rapporten. En har valgt ut undersøkelser med et visst omfang og sikkerhet, og en har utelatt undersøkelser som har preg av stikkprøver. En har ikke brukt undersøkelser fra utlandet, både fordi dammene ofte er utformet forskjellig (større, dypere og ofte uten vegetasjon), og fordi jordartene og fosforinnholdet i jorda er annerledes i Norge.

### 4.1 Måling av renseeffekt ved sedimentanalyse

Det har vært gjennomført flere prosjekter der fangdammenes effektivitet er anslått ved hjelp av sedimentmåling og sedimentanalyse.

Bioforsk utførte i 2005 og 2006 oppmåling av fangdamsedimenter for 7 fangdammer på Jæren og 6 fangdammer på Østlandet. (Hauge 2006 og 2007) Alle dammene var eldre enn 5 år, og flere av dem hadde allerede fullt sedimentasjonskammer. Det ble analysert for oppsamlet jordmengde og tilbakeholdt totalfosfor i sedimentene. For å finne sedimentert volum, ble fangdammenes fylling (dybden av sedimentet) målt, i tillegg til overflatearealet. Med mange målinger av sedimenttykkelse kunne en regne ut gjennomsnittlig oppfylling med sediment. Prøvene ble analysert for total-fosfor og for bestemmelse av sedimentets tetthet, noe som er nødvendig for fosforbestemmelsen. Renseeffektiviteten i disse 13 fangdammene er sammenstilt med andre dammer i vedlegg 1. På oppdrag fra Hole og Ringerike kommune, målte Bioforsk tilbakeholdingen av sediment og fosfor i dammene Selte, Fossum og Vaker i Steinsfjorden fra 1996-2000. Tilbakeholdingen av sediment og fosfor er målt ved årlig prøvetaking av sedimentoppbygging i sedimentasjonskamre og våtmarksfiltrene, (Bach 2001). Målingene av disse 3 dammene er sammenstilt med resultatene fra andre dammer i vedlegg 1. Elleve fangdammer ble anlagt rundt Akersvannet i perioden 1995 til 97. Formålet var å holde tilbake mest mulig av det fosforet som tapes fra dyrka mark, før det kom til den grunne, eutrofe innsjøen. Sommeren 2002 ble sedimentet i fangdammene målt opp, volumet beregnet, og tetthet og fosforinnhold bestemt. (Bach 2003) Målingene av disse 7 dammene er sammenstil med resultatene fra andre dammer i vedlegg 1.

### 4.2 Måling av effekt ved volumproporsjonal vannprøvetaking

Bioforsk har i en periode på 6 til 10 år undersøkt tilbakeholdingen av jordpartikler og fosfor i 4 fangdammer i henholdsvis Akershus, Østfold, Sør-Trøndelag og Rogaland, Braskerud (2001). Undersøkelsene er foretatt ved volumproporsjonal prøvetaking av tilførselsvann og utløpsvann, og må regnes som en svært sikker metode for bestemmelse av oppsamlet total-fosfor i dammen. Målingene fra disse 4 fangdammene er sammenstilt med resultatene fra andre dammer i vedlegg 1.

### 4.3 Hovedtall om fangdammers renseevne basert på målinger

Gjennomsnittstallene for fangdammers renseevne basert på målingene referert i 4.1 og 4.2 finnes i vedlegg 2, og gjengis her i tabell 1. De viser et gjennomsnitt for målt fosforrensing på 78 gP/m<sup>2</sup>/år i dammer under 1 dekar på Jæren, og 62 gP/m<sup>2</sup>/år i dammer over 1 dekar.

Tabell1: Renseevne for total-fosfor pr flateenhet for målte fangdammer på Jæren og Østlandet

Jæren - målte effekter		
Størrelse fangdam	Gj.snittlig P g / m <sup>2</sup> * år	Ant. dammer
< 1 daa	78	3
1-3 daa	62	6
> 3 daa	-	0

Østlandet - målte effekter		
Størrelse fangdam	Gj.snittlig P g / m <sup>2</sup> * år	Ant. dammer
< 1 daa	31	10
1-3 daa	37	9
> 3 daa	35	2

På Østlandet varierer tallene lite med damstørrelse, men her har den minste damstørrelsen fått dårligst tilbakeholdelse med 31 gP/m<sup>2</sup>/år mens de større dammene får 35-37 gP/m<sup>2</sup>/år. Det må her bemerkes at det i grunnlagsmaterialet her finnes flere små dammer fra Akersvannet som hadde svært dårlig renssevne, og som nok trekker renssevnen for de minste dammene ned. Undersøkelsen av fangdamsedimenter på Østlandet konkluderer med at 70-75 % av fosforet holdes tilbake i de første 25 % av damarealet. (Hauge 2007) Ut fra dette kunne en forvente at de små fangdammene skulle komme gunstigere ut.

#### 4.4 Bruk av modell

Renseeffekt i forhold til nedbørsfelt, vannmengde og fosforkonsentrasjon i forbindelse med planlegging av fangdammer blir i dag ofte beregnet ved hjelp av en modell som er utviklet med bakgrunn i data fra renseseparker i Jærregionen på 90-tallet. (Hagmann 1996). Modellen tar utgangspunkt i årlig gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innløpet og årlig gjennomsnittlig vannføring, for å bestemme nødvendig areal for tilfredsstillende rensing. Figur 9 er utviklet fra denne modellen. Figuren viser utløpskonsentrasjon av fosfor for en fast innløpskonsentrasjon med varierende areal/vannmengde. De forskjellige linjene representerer forskjellige innløpskonsentrasjoner av fosfor. Modellen har mange svakheter, og den er laget før de fleste undersøkelsene om fangdammers effektivitet ble gjort. Ofte er det heller ikke nok grunnlagsdata i vannkilden til å kunne bestemme innløpskonsentrasjonene i bekken. I tillegg er modellen kontrollert i noen tilfeller med målinger av fangdamsedimenter (Hauge 2007), og resultatene var som regel innenfor 30 % avvik fra de målte resultatene, men varierte mye. I denne rapporten er denne modellen brukt ved utregning av kostnadseffektivitet på dammer i referanseområdene der det ikke foreligger måledata for renseseffekt. Med dagens dataverktøy og erfaringer fra målinger av fangdammenes effektivitet kunne denne modellen vært utviklet til å bli mye mer nøyaktig, særlig dersom en kunne innarbeide grunnlagsdata fra nedbørsfeltet og landbruksdrifta der.

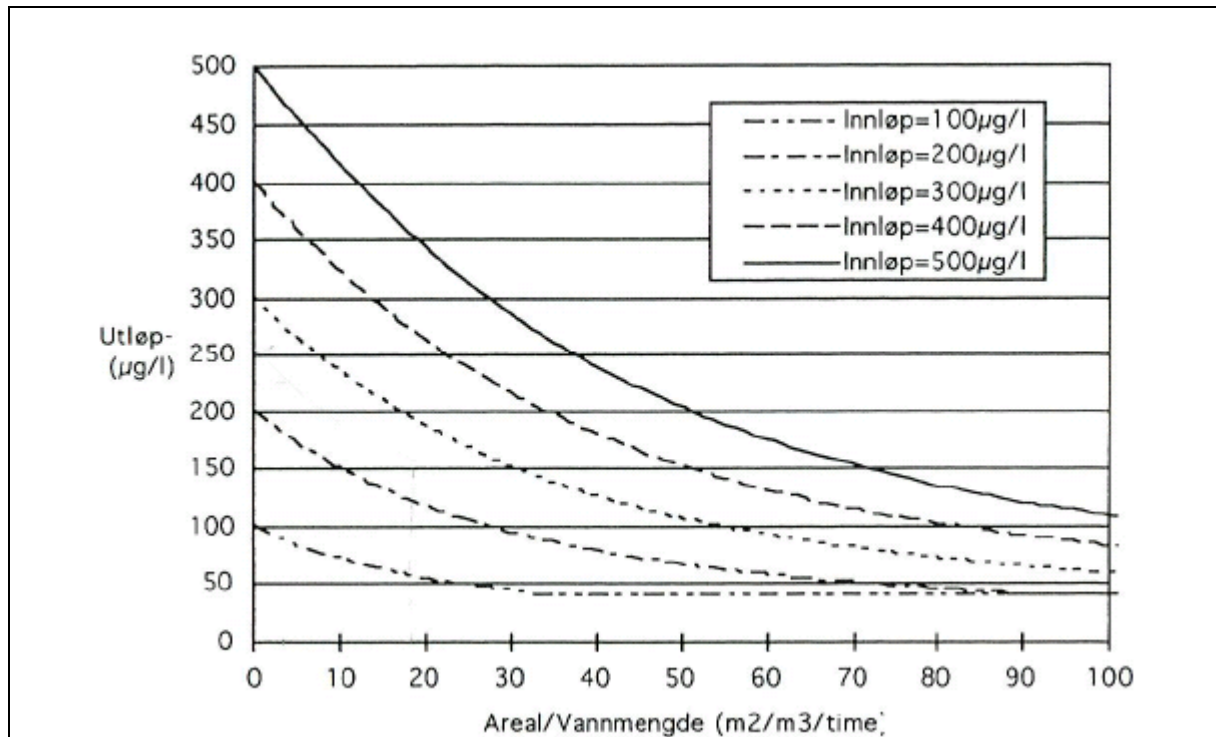


Fig 9. Figuren viser modellert utløpskonsentrasjon for totalfosfor ved forskjellige innløpskonsentrasjoner for renseparker.

## 5. Vurdering av kostnadseffektivitet for fangdammer

For å se på hvordan fangdammer svarer seg økonomisk i forhold til andre rens tiltak vil vi beregne kostnadseffektiviteten når det gjelder fosforrensing. Dette er et enklere kriterium å bruke for å rangere tiltak i jordbruket enn for eksempel nyttekostnadsanalyse. Dette er fordi nytteverdien, som brukes i samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse av tiltak gjerne er vanskelig å beregne. Et eksempel kan være nytteverdien av reduserte utslipp av fosfor til vassdrag som blant annet vil måtte tallfeste nytten ved bedre vannkvalitet. Ved å vurdere målbare kostnader ved et tiltak opp mot målbare utslippsreduksjoner kan en enklere se de forskjellige tiltakene opp mot hverandre og i forhold til eksisterende forureningsmål for de enkelte vassdragene. Det er ikke dermed sagt at andre aspekter ikke bør tas hensyn til og tillegges vekt i en beslutningssituasjon, men de tallfestes ikke.

Kriteriet vi bruker her er kostnader per tilbakeholdt kilo fosfor til vassdrag, og vi ser på årlige kostnader mot årlig tilbakeholding (renseeffekt) for å få kr / kg P. Dette er et mål som lettere kan sammenlignes med andre tiltak, uten at en trenger å verdsette fosforrensingen i seg selv.

Kostnadene deles grovt opp i investeringskostnader som påløper i år 0 (i dag) og driftskostnader som påløper årlig fra år 1. Det første av to trinn i å gjøre om disse to komponentene til én fast årlig kostnad er å finne nåverdien av alle kostnader:

$$NV = \text{Anleggskostnad} + \sum_{t=1}^T C_t(1+r)^{-t} \quad (5.1)$$

Der    NV    - nåverdi  
        $C_t$     - drifts- og vedlikeholdskostnad i år t  
       T      - prosjektets levetid  
       r      - diskonteringsrente

Neste trinn er å finne en fast årlig verdi, K, som gir den samme nåverdien som i (5.1):

$$K = \frac{r(1+r)^T}{(1+r)^T - 1} NV \quad (5.2)$$

Ved bygging av fangdammer vil kostnadene avhenge av: Anleggskostnaden, drift/vedlikehold, tapt areal og kapitalkostnader (Braskerud 1995).

Drift og vedlikehold av en fangdam er hovedsakelig begrenset til tømning av sedimentasjonskammeret, noe som behøves hvert 5-20år avhengig av størrelse og utforming av kammeret. I tillegg kan det bli behov for stell av terskler, kortslutninger i vegetasjonssonene erosjonssår og utglidninger, men dette har som regel mindre omfang. En prøver ofte å legge fangdammene til områder med lav produktivitet slik at arealet brukt til fangdammen ikke utgjør noen stor tapt inntekt og dette er dermed en kostnad vi har valgt å ikke ta med, fordi bonden får arealtilskudd også til arealet som dekkes av fangdammer. Om fangdammen bygges på høyproduktivt land, bør den tapte inntekten fra dette arealet tas med som en årlig alternativkostnad ved prosjektet. Kapitalkostnader er aktuelt å ta med om det skulle være nødvendig med innkjøp av maskiner for å konstruere fangdammen og/eller for tømning av sedimentasjonskammeret, men som regel vil det være mest aktuelt å leie maskiner for slike operasjoner om de ikke allerede er del av bondens inventar.

Vi har på bakgrunn av regnskap for planlagte dammer funnet kostnader knyttet til etablering av fangdammer på Østlandet og Jæren, og kan bruke disse tallene for utregning av kostnadseffektivitet for fangdammer. I kapittel 7 ser vi på kostnadseffektiviteten i andre former for utslippsreducerende tiltak i jordbruket. Slik kan vi kunne si noe om hvilke tiltak som gir mest tilbakeholding per krone med bakgrunn i de to referanseområdene (Morsas nedbørfelt og kommunene i Aksjon Jærvassdrag) for å sammenligne fangdammer med andre typer tiltak.

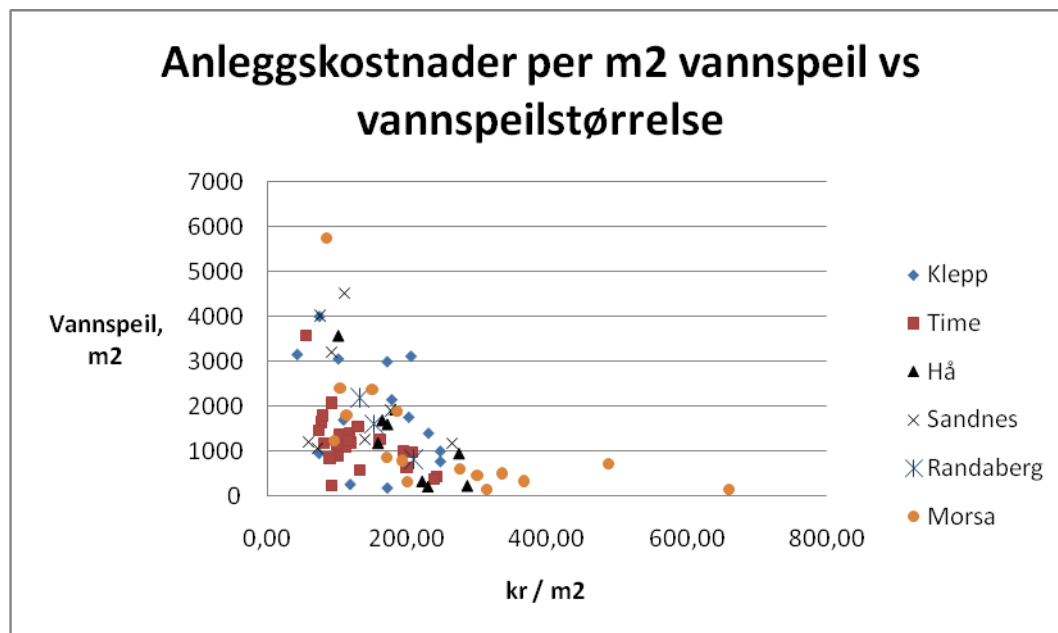
## Renseeffekt og kostnadseffektivitet

Vi har brukt tall fra langtidsmålinger på årlig tilbakeholding av fosfor i utvalgte dammer på Østlandet (21 dammer) og på Jæren (9 dammer) for å si noe om hva vi faktisk kan forvente av renseevne i fangdammer (Vedlegg 1).

Tall for investeringskostnadene fra 61 dammer på Jæren og 16 i Morsa med modellerte renseeffekter (Vedlegg 2) er innhentet av Bengt Tovslid, Naturforvalteren AS i 2008 fra innvilgningsbrev og planer for dammene. For fangdammene med modellert renseeffekt har vi hatt tilgang til anleggskostnader for den enkelte dam i tillegg til størrelsen på dammens vannspeil. Tallene er justert i forhold til faktisk størrelse på dammen etter bygging og faktiske investeringskostnader for de dammene som er ferdigstilte.

Vi har funnet det formålstjenlig å dele fangdammene i datagrunnlaget opp i tre størrelseskategorier, fordi en ved sammenstilling kunne se en tydelig tendens til at store dammer var billigere enn små dammer når det gjaldt anleggskostnader. Vi delte derfor inn dammene i 3 klasser:

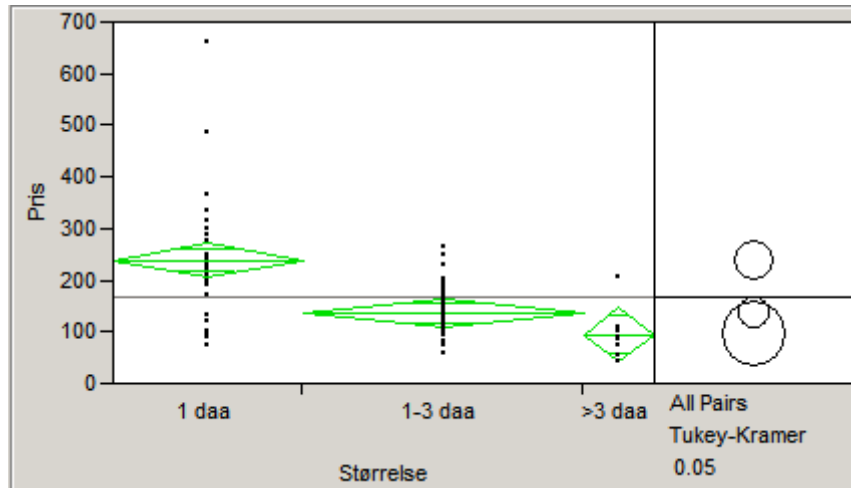
Klasse 1	< 1 daa
Klasse 2	1 - 3 daa
Klasse 3	> 3 daa



Figur 10: Anleggskostnader per m<sup>2</sup> vannspeil vs. vannspeilstørrelse

Hvordan anleggskostnader forholder seg til dam-størrelse er vist grafisk i figur 10. Statistisk analyse av dataene (se figur 11) viser en signifikant høyere kostnad for dammer mindre enn 1 daa, mens tendensen for anleggskostnaden til dammer på 1-3 daa og > 3 daa ikke er fullt så klar, men likevel synkende.





Figur 11: Variansanalyse av tre størrelsesklasser av fangdammer mot pris per m<sup>2</sup>

For å finne en fast årlig kostnad er det antatt en driftskostnad på kr 5.000 hvert femte år hovedsakelig for tømning av sedimentasjonskammeret. Vi har ikke erfaring med fangdammer lenger enn omtrent 15 år og har derfor satt levetid til 30 år. Det er imidlertid forventet at en dam varer betraktelig lenger enn 30 år, og vi har dermed unnlatt å inkludere nyinvestering etter at levetiden er over. Diskonteringsrenten er satt til 5 %. Anleggskostnader og driftskostnader gir en gjennomsnittlig årlig kostnad per m<sup>2</sup> for fangdammer på Jæren innenfor de tre størrelseskategoriene lik:

Tabell 2: Kostnad pr flateenhet per år for fangdammer, sortert i 3 størrelseskategorier

Klasse 1	< 1 daa	14,27 kr/m <sup>2</sup>
Klasse 2	1 - 3 daa	9,57 kr/m <sup>2</sup>
Klasse 3	> 3 daa	6,49 kr/m <sup>2</sup>

Anleggs- og driftskostnader er i stor grad like for Østlandet og Jæren og vi bruker derfor den gjennomsnittlige årlige kostnaden per m<sup>2</sup> gitt ovenfor for å estimere kostnadseffektivitet for dammene med faktiske målinger. Tabell 3 gir kostnadseffektiviteten for fangdammer med målte og modellerte renseeffekter.

Tabell 3: Kostnadseffektivitet for fangdammer på Østlandet og Jæren - kr / kg P

Dataområde	Kostnadseffektivitet i kr / kg P		
	< 1 daa	1 - 3 daa	> 3 daa
Østlandet - målt	465	256	185
Østlandet - modellert *	672	467	342
Jæren - målt	184	154	-
Jæren - modellert	428	260	168

\* Fangdammer i Morsa. Kun 1 dam over 3 daa.

En ser av tabellen at selv om de største dammene har lavere effekt pr flateenhet, er ikke forskjellen større enn at dette oppveies av at dammene er billigere å bygge og vedlikeholde.

## 6. Andre miljøeffekter ved bygging av fangdammer

---

Konstruerte våtmarker eller fangdammer vil også ha andre miljøgevinster enn fosforrensing, selv om insitamentet for anlegg av dammen vanligvis er evnen til å rense fosfor. Det kan være vanskelig å kvantifisere miljøgevinsten ved disse tiltakene, og enda vanskeligere å beregne verdien av dem. I mange tilfeller er likevel gevinsten betydelig og viktig, og kombinasjonseffektene er en viktig årsak til populariteten for fangdammer.

### 6.1 Oppsamling av partikler

Tap av jord fra landbruksareal til vannresipienter er spesielt alvorlig fordi:

- jord er bærer av næringsstoffer som fosfor, og miljøgifter som pesticider.
- tapt jord fyller kanaler, bekker og innsjøer. Finstoff kan ødelegge gyteplasser for fisk i bekkene. Mindre volum i bekkene kan øke skadene ved flom og behov for vedlikehold av hydrotekniske installasjoner.
- det forringer grunnlaget for matproduksjonen på sikt, fordi det er den mest næringsrike jorda som tapes.
- nedslamming av tareskogen, badeplasser, mindre tjern, strandsoner endrer livsbetingelsene negativt for mange organismer, kan forringe området estetisk og kan ødelegge områder for rekreasjon og bading.

Fangdammer er svært effektive for oppsamling av erodert matjord og andre partikler, unntatt for de aller minste leirpartiklene. men på grunn av at fangdammen er veldig grunn, vil selv små partikler nå bunnen og sedimentere, så effektiviteten er større enn et dypere vann av samme størrelse.

På bakgrunn av volumproporsjonal måling av vann fra innløp og utløp har Braskerud funnet en tilbakeholding i fangdammer på 16-83 kg pr m<sup>2</sup> pr år. (*Braskerud 2001*)

Sedimentmålinger i fangdammer noen år etter anlegg har vist oppsamling av 16-64 kg m<sup>2</sup> pr år i 7 dammer på Jæren, og 26-127 kg m<sup>2</sup> pr år i 6 dammer på Østlandet. (*Hauge 2006 og 2007*)

Fangdamsedimentene hadde vanligvis samme eller litt lavere leirinnhold, og samme eller høyere fosforinnhold som matjorda i nedbørfeltet, og ved tømning kunne sedimentene kjøres direkte tilbake på den dyrka jorda som erstatning for erodert materiale.

Prisen på matjord i salg er i dag 150-400 kr/m<sup>3</sup>. Med en egenvekt på 1,2 blir dette 125-330 kr/tonn.

Men matjord i salg er ofte kunstig jord av sand blandet med avfallskompost eller torv.

Fangdamsedimentet er en jord med høyere næringsverdi og flere bruksområder enn dette. Hvis en bruker 0,30 kr pr kg, vil dammene produsere verdier for 5-40 kr per m<sup>2</sup> hvert år. Fra dette beløpet må en trekke kostnadene til tømning og frakt. I praksis er dette neppe et handelsprodukt, men er et alternativ til kjøp av jord for å fylle opp erosjonssår mv.

### 6.2 Retensjon av pesticider i fangdammer

#### 6.2.1 Bruk og tap av pesticider i norsk landbruk

I 2006 var det i Norge godkjent 122 virksomme stoff (fungicider, herbicider, insecticider og vekstregulerende midler) og omsetningen av pesticider målt i aktivt stoff var 720 tonn. Dette er om lag som gjennomsnittet for siste fem år (724 tonn).

Det er fare for lekkasjer av pesticider til miljøet i alle nedbørfelt hvor det brukes pesticider. Lekkasjer av pesticider til akvatiske resipienter er uønsket av miljømessige hensyn. Konsekvenser av pesticidforurensning kan blant annet være forringelse av drikkevannskilder (grunnvann eller overflatevann) eller det kan ha uheldige konsekvenser for det biologiske livet i resipienten. De fleste pesticider som brukes i dag og som det analyseres for, påvises i vannmiljøet. Målinger av pesticider i elver og grunnvann i Norge har funnet rester av pesticider fra 36 komponenter i 63 % av vannprøvene (Haarstad, 1996, Ludvigsen og Lode, 2001). Undersøkelse på forekomst av pesticider i viktige norske grunnvannsføremønstre i tilknytning til jordbruksarealer, fant rester av pesticider i 33 %, (15 av 46) av grunnvannsprøver (Ludvigsen et al 2008). Undersøkelser i JOVA-felt samlet over alle år, viser at det er påvist 45 forskjellige pesticider eller deres viktigste metabolitt i miljøet. Det er påvist 22 ugrasmidler, 13 soppmidler og 10 insektmidler.

Pesticider blir transportert og vasket ut gjennom alle typer jord. De lette jordartene er mer utsatt for utvasking av pesticider enn tyngre jord som for eksempel leirjord. Det er ofte på lette jordarter at det er grønnsak- og potetdyrking. Dyrka mark har likevel en betydelig kapasitet til å holde tilbake og bryte ned pesticider, men til tross for dette kan konsentrasjonen av pesticider som rekker ut til resipienten være så høye at det er skadelig for det akvatiske livet. Pesticidutlekking fra dyrka mark er størst direkte etter sprøyting og øker med den hydrauliske belastningen (Haarstad og Braskerud, 2005, Blankenberg et al. 2006, Blankenberg et al. 2007).

## 6.2.2 Betydningen av fangdammer

Det er påvist at fangdammer/konstruerte våtmarker lagt i bekker som går gjennom landbruksområder kan redusere lekkasjer av pesticider til hovedresipienten.

Flere prosesser påvirker reduksjon av pesticider i fangdammer, bl.a.; struktur, oppbygging og de kjemiske egenskapene til pesticidet, lokalt klima (vanntemperatur og hydrologiske forhold), sedimentasjonsforhold, opptak og adsorpsjon, biologisk aktivitet, fotodegradering, diffusjon og fortynning. Det er gjort flere undersøkelser på nedbryting av pesticider i fangdammer. Pesticider som er brukt i undersøkelsene er valgt ut av flere kriterier; de er gjentatte ganger funnet i avrenning fra dyrka mark i Norge (Ludvigsen et al. 2001), de er representative for vanlig brukte pesticider i jordbruksdrift i Norge og de representerer et relativt bredt spekter av egenskaper med hensyn på vannløslighet, jord og organisk adsorpsjon. I tillegg representerer de både fungicider, herbicider og insecticider. De konstruerte våtmarkene hvor undersøkelsene er gjennomført er relativt små og dekker 0,15 % til 0,4 % av nedbørfeltet.

Alle de tilførte pesticidene ble påvist i vannprøvene tatt i innløpet til de konstruerte våtmarkene. Samlet viste undersøkelsene at pesticidretensjonen varierer fra 15 % - 56 % (Haarstad og Braskerud, 2005, Blankenberg et al. 2005, Blankenberg et al. 2007). Retensjon av pesticider var prosentvis høyere når høyere konsentrasjoner av pesticider ble tilført den konstruerte våtmarken. Pesticidets vannløslighet var en viktig faktor mhp retensjon av pesticidene. I fangdammer var det en høyere retensjon av pesticider med liten vannløslighet enn hva som var tilfellet for pesticider med stor vannløslighet. Retensjonen av pesticider øker med lengre oppholdstid. Undersøkelse indikerer også at det var en større retensjon av pesticider i våtmarker med høyere innhold av organisk materiale, samt at fotodegradering så ut til å ha betydning for nedbrytning av pesticider (Blankenberg et al. 2007).

**Undersøkelsene viser at selv små fangdammer kan ha en relativt god effekt på retensjon av pesticider. Det er imidlertid viktig å presisere at etablering av fangdammer ikke tillater en mindre restriktiv bruk av pesticider i landbruket.**

## 6.3 Økt biologisk mangfold

Planter og dyr som er avhengige av dammer har fått sine leveområder redusert eller fjernet ved den lukkingen av bekker og gjenfyllingen av dammer som har foregått det siste hundreåret. Dammer og bekker i kulturlandskapet har ofte en rik og spesielt verneverdig fauna, og dette gjelder også etablering av fangdammer. Undersøkelser har dokumentert den positive effekten som slike dammer har for biodiversiteten (Stokker et al. 1999, Ekeberg & Walseng 2000, Hov & Walseng 2003, Hanslin, 2003).

Selv om de er påvirket av høye belastninger med fosfor og nitrogen, utvasking ved flom samt oppfylling med sediment, er flere truede og sjeldne arter blitt påvist.

Variasjoner i både levestedenes utforming og i vannkvalitet fremmer det biologiske mangfoldet. Arter kan forekomme i forskjellig grad avhengig av vannets temperatur, næringsinnhold, oksygeninnhold og pH. Artens fysiologi, hvilket livsstadium den befinner seg i, samt geografi er også viktig. En art kan ha et smalt toleranseområde for en parameter og et bredt for en annen. På bakgrunn av dette vil dammer og bekker med forskjellig vannkvalitet favorisere forskjellige arter og totalt sett gi større artsrikdom enn et sett med mer "like" dammer. I tillegg vil variasjon i levesteder fremme det biologiske mangfoldet. Det er positivt at det veksles mellom dype og grunne områder, beplantede partier og åpne vannflater, slik en gjør i fangdammene.

Isolerte bekker og dammer innenfor et større område vil alltid være sårbare systemer. Ustabil vannkvalitet kan utelukke mange arter ved at de utrykkes når vannkvaliteten er dårlig. Er det flere nærliggende lokaliteter kan de ha hver sin delbestand. Dette betyr at ved å etablere flere åpne bekker og dammer i samme område, vil en få et større artsmangfold enn ved anleggelse av kun en enkelt dam.

Åpent vann er et utsatt og farlig levested for de fleste arter, og de fleste dyrene lever derfor i mer eller mindre komplekse og skjermede områder tilknyttet planter og/eller sedimenter. Nye dammer skal i tillegg til å ivareta et variert mangfold i dyreriket også ivareta et mangfold av vannplanter. Planter er dessuten viktige for egglegging og klekking, de kan være materiale for husbygging og ikke minst er de en matkilde. Generelt kan vi si at vegetasjon øker artsdiversiteten. Innplantingen som skjer i fangdammer er samtidig en kilde til kolonisering av dyr.

Koloniseringen av nyetablerte bekker og dammer starter umiddelbart. I en tre dager gammel fangdam i Trøgstad ble det funnet 13 arter, og bunndyr tettheten var på 27 300 individer per m<sup>2</sup>. Gjennom hele den første sesongen var bunndyrfaunaen dominert av fåbørstemark. Fjærmygg utgjorde en mindre andel fra juni og utover.

For akvatiske dyr kan verden sees på som et lappeteppes av beboelige og ubeboelige miljøer hvor mulige leveområder oppstår, forsvinner og kommer tilbake ved ulike tider og med ulik forutsigbarhet. Kolonisering må derfor skje med såpass stor hyppighet at den blir en vanlig del av de aller fleste akvatiske organismers livshistorie. Spredningsevnen til mange ferskvannsplanter og dyr ble påpekt allerede av Darwin (1859), som så at et overraskende stort antall ferskvannsarter var enten svært mobile, eller godt tilpasset passiv spredning. Han viste blant annet at plantefrø og små akvatiske dyr ble forflyttet ved å være festet på føttene til ender og andre fugler.

Kolonisering av ferskvannsinvertebrater (virvelløse dyr) kan skje passivt eller aktivt, via land, vann eller luft. Små organismer, som alger og små krepser, kan forflyttes passivt med vind. De kan også, i likhet med større organismer som igler og snegl, være festet til jord eller fugleføtter o.l. og på den måten fraktes over store avstander. Insekter som er vannlevende som larver og nymfer, men landlevende som voksne (bl.a. døgnfluer, vårfluer og øyestikkere), er eksempler på organismer med aktiv spredning. Det samme er tilfelle med vannlevende teger og biller som ved bestemte værforhold kan forlate vannfasen for å spre seg videre. Både passive og aktive spredere kan forflyttes som driv nedover i et vassdrag.

Vegetasjonen i dammene er dominert av næringskrevende og eutrofieringstolerante arter. Antall arter som vil etablere seg naturlig i en rensedam i en utarmet lokal våtmarksflora og fragmentert damlandskap, er begrenset. Yngre dammer har et større innslag av små sivarter og ettårige arter i kantene ned mot vannivå. Det blir funnet få rødlistearter i fangdammer, fordi store og tette arter tar overhånd etter noen år.

Det er store muligheter for å legge bedre til rette for biologisk mangfold ved å tilpasse dammens utforming, omgivelsene rundt dammene og ved å styre vegetasjonsutvikling i og rundt dammene. Hvis en ønsker å opprettholde et mangfold av vannplanter, bør en i utgangspunktet ikke plante kraftigvoksende arter som kjempepigknopp, takrør og strandrør. Spesielt etablering og vegetasjonsutvikling rundt dammene er viktig for å øke strukturmangfoldet. Dette er det tatt lite hensyn til i de dammene som er undersøkt.

## 6.4 Flomdemping og erosjonskontroll

### 6.4.1 Flomdemping

Åpne vannflater og våtmarker er svært viktige når det gjelder å dempe flommene i et vassdrag. Fjerningen av dammer og våtmarker, og lukking av bekker og kanaler kan gi et helt annet flombilde. Små nedbørfelt vil alltid ha større flomtopper enn store nedbørfelt, både fordi en sterk regnbyge kan dekke hele nedbørfeltet samtidig, og fordi regnvannet har kort vei ned til bekken. Dersom jorda er vassmettet av tidligere regn, kan flomtoppene bli svært høye i forhold til normalvassføringen i vassdraget.

Etablering av fangdammer vil virke flomdempende, fordi vannflaten i dammene stiger ved flom. De øker vassdragets magasineringssevne, og flommen dempes nedstrøms. Men fangdammene dekker vanligvis bare rundt 0,1 % av nedbørfeltet, og vil derfor ha begrenset betydning for demping av flomtopper. I tillegg er ofte utløpstersklene brede. Da stiger vannstanden bare noen få centimeter, i hvert fall i åpne dammer uten vegetasjon.

Våtmark med mye vegetasjon vil også ha bedre flomdempende effekt. Vegetasjonen tåler periodevis overflømming. Plantene bremser vannstrømmen, og vannstanden vil stige mer enn med et åpent vann av tilsvarende størrelse.

Det er mulig å utforme tersklene i fangdammene slik at en oppnår bedre flomdemping enn de vanlige brede jord- og steintersklene. En slik terskel må ha en smal sluse, slik at vannstanden stiger raskt når vannføringen i bekken øker. Dette kalles et fordrøyningskammer. Terskelen må da være høyere, og med et markert overløp. Et V-overløp vil virke som en slik sluse. Det er også mulig å ha helt rette kanter i slusa. Helt rette kanter vil gi maksimal flomdemping. Ved slik tilrettelegging av tersklene kan fangdammens flomdempende effekt økes fra 10 til 100 ganger.

Dersom en har lav helling på sidekantene øker magasineringsvolumet mer når vannstanden i dammen stiger.

De færreste dammene som er anlagt i dag er spesielt tilrettelagt for flomdemping. Terskler tilrettelagt for flomdemping øker kostnadene, og øker kravet til tetting i tersklene. Det kan også være negativt for strømningsmønsteret i dammen, slik at utnyttingen av overflaten blir lavere.

### 6.4.2 Minsking av faren for erosjonsskader

De største erosjonsskadene kommer i ekstremflom, og en flomdemping ville kunne gi gevinster i form av mindre erosjon. I og med at de færreste av fangdammene er tilrettelagt for å være flomdempende, blir effekten liten. Siden fangdammene har så liten overflate i forhold til nedbørfeltet, vil de være best egnet til å dempe flomtopper forårsaket av korte, intensive regnskyll. Flommer som oppstår etter langvaring nedbør vil i mindre grad bli dempet av såpass små dammer.

## 6.5 Andre effekter

### 6.5.1 Parasitter og sykdomsfremkallende bakterier

Det er påvist at fangdammer har positiv effekt på reduksjon av sykdomsfremkallende bakterier og parasitter. Fangdammer øker oppholdstiden og lyseksposering som øker dødeligheten, samtidig med at en får et aktivt biomiljø som konkurrerer med og spiser bakteriene. Bakterier og parasitter er også som regel knyttet til partikler, og fangdammene er effektive til å holde tilbake partikler. Fangdammer kan derfor være positive for beskyttelse av badeplasser og drikkevannskilder, der en har behov for god hygienisk kvalitet på vannet.

### *6.5.2 Kulturlandskap, variasjon og opplevelser*

Dammer oppfattes gjerne som positive elementer i kulturlandskapet. Dammene skaper variasjon og noen åpne vannspeil. I mange tilfeller kombineres renseparkene med parker eller turveier fordi de oppfattes som attraktive, selv om vannkvaliteten i de første kammerne kan være lav.

## 7. Kostnadseffektivitet for andre forurensingsbegrensende tiltak i SMIL-ordningen og i RMP

---

### 7.1 Hydrotekniske tiltak

Det er åpnet for å gi tilskudd til etablering eller renovering av hydrotekniske tiltak dersom de ivaretar hensynet i forskriften: ”Det kan også innvilges tilskudd til gjennomføring av tiltak som bidrar til å hindre eller redusere forurensning eller risikoen for forurensning fra jordbruket.”

Dette innebærer at eksisterende hydrotekniske anlegg som er ødelagt eller uheldig utformet slik at de gir erosjonsskader kan repareres med tilskudd innenfor SMIL-ordningen. I tillegg kan nye tiltak som begrenser erosjon eller overflateavrenning være tilskuddsberettiget.

Dette kan gjelde tiltak som:

- Avskjæringsgrøfter mot utmark for å hindre overflateavrenning
- Reparasjon av ødelagte kummer, eller kummer der det er stor erosjon rundt kummen
- Etablering av sedimentasjonsbasseng rundt nedløpskummer (kumdam)
- Nyetablering av nedløpskummer for å hindre erosjon i dråg
- Reparasjon av ødelagte rørgater der det er erosjonsproblemer, f.eks i utløpet, eller på steder med brudd eller brekkasje.
- Reparasjon av ødelagte stikkrenner gjennom vei
- Erosjonssikring, steinsetting og erosjonsreparasjon
- Erosjonsdempende terskler
- Gjenåpning av lukkede bekker for økt selvrensing og flomdemping
- Fordrøyningsdammer i utmark for å dempe flom

Det finnes få tall knyttet til kostnader ved etablering eller renovering av hydrotekniske tiltak. Stalleland og Framstad (1997) estimerte at det for et areal på 80 dekar måtte investeres kr 50.000 i utbedringer av hydrotekniske mangler. Dette ville gi en årlig kostnad på kr 4.030 med en varighet på 30 år. Dette er tall som ble benyttet i tiltaksanalysene både for Årungen, vassdrag på Jæren, og øvre del av Hobøl-Langen vassdraget (Stalleland og Framstad 1997a,b; Framstad og Stalleland 1997), og vil kunne brukes som en grov pekepinn på hva kostnader knyttet til hydrotekniske utbedringer vil ligge på etter en gjennomgang og justering av prisene til dagens nivå.

Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til effekten av tiltakene nevnt ovenfor. Det krever en detaljert oversikt over erosjonsomfanget i hvert enkelt tilfelle og avhenger blant annet av lokale forhold, nedbørfeltstørrelse, terrengform og jordtype (Molversmyr et.al. 2008). Vi mangler dermed grunnlag for å si noe om kostnadseffektiviteten av hydrotekniske tiltak, uten at dette betyr at slike tiltak ikke er viktige for å redusere tap av jord og næringsstoffer.

For å kunne innhente relevante data for jordtap knyttet til hydrotekniske anlegg, må en registrere slikt over et større område. Våren 2008 gjorde Bioforsk en større undersøkelse i vassdraget Leira's nedbørfelt, og registrerte problemer med hydrotekniske anlegg og kom med forslag til tiltak (Borch 2008). Det ble her registrert at særlig rundt innløpskummer i forbindelse med lukningsanlegg var det gjennomgående erosjonsproblemer. En kunne også se krater og oppslag av vann som viste at lukninger eller drensledninger under bakken hadde forskjøvet seg eller gått tette. Også feilplasserte eller manglende inntakskummer forårsaket økt vannføring i dråg der en kunne se erosjonsspor og skader. Undersøkelsen prøvde imidlertid ikke å kvantifisere jordtapet i forbindelse med disse skadene.

Økende høstnedbør og mer ekstremvær vil kunne føre til større behov for å gjøre tiltak innen hydroteknikk. Mange gamle anlegg gjør at en må forvente større behov for denne type tiltak framover. Tiltakene kan være svært kostnadskrevende og kan ofte ikke forsvares ut fra forurensningsbegrensende effekt alene.

## 7.2 Vegetasjonssoner

Vegetasjonssoner er overgangssoner med naturlig vegetasjon mellom dyrket mark og vassdrag. Andre betegnelser som er brukt er randsoner og ugjødsla randsoner/gjødsselfrie soner. Sonen kan for eksempel anlegges med gras, men det kan også plantes trær i vegetasjonssonen. Søvik og Syversen (2008) viser at vegetasjonssoner med trær med godt utviklet rotsystem, spesielt or og osp, kan gi bedre renseeffekt enn vegetasjonssoner med kun gress. På den andre siden påpekes det at det er vanskelig å se noen klar trend i utvikling av renseeffekt i vegetasjonssoner over tid og at det er stor variasjon i renseeffekt fra år til år. Det mest vanlige er nå vegetasjonssoner med permanent grasdekke, som høstes, men ikke gjødsles.

Kostnader ved anlegging av vegetasjonssoner er først og fremst knyttet til tap av produktivt areal om dette omgjøres til et varig plantedekke. Det vil også være kostnader med å etablere sonen samt å holde den ved like. Dette er beregninger som er relativt enkle å gjøre, og tabell 4 presenterer tall som foreligger for de to områdene evalueringen tar for seg. Her er det skilt mellom vegetasjonssoner for åpen åker og eng.

Tabell 4: Kostnadseffektivitet av vegetasjonssoner

Utslippetsreduerende tiltak	Kostnadseffektivitet i tusen kr / kg P	
	Morsa	Jærvassdragene
Vegetasjonssoner (åpen åker)	0,32 *	0,04 - 0,22 **
Ugjødsla randsoner (eng)	Mangler data	0,037 - 0,15 **

\* Kilde: Solheim et.al. 2001, s.68, justert med konsumprisindeks til 2008.

\*\* Kilde: Molversmyr et.al. 2008, s.64

Sammenstilling mellom disse tiltakene og fangdammer gjøres i kapittel 9.

Kostnadseffektiviteten er selvfølgelig svært avhengig av hvor stor erosjonen er og hvor stor overflateavrenningen er. Vegetasjonssoner er ikke formålstjenlig over alt, og når en her oppgir tall for kostnadseffektivitet, forutsetter en at vegetasjonssonene legges i områder der de kan forventes å ha god effekt. Tallene i tabell 4 gjelder ikke flate areal, der kostnadseffektiviteten er lavere enn dersom vegetasjonssonen legges nederst på et hellende areal.

Morsas nedbørfelt er ikke et område der vegetasjonssoner kan forventes å ha høy effekt. I Morsaområdet har en mer flate areal og mindre areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 enn mange andre steder på Østlandet. Samtidig er det mer areal med sandjord, flate arealer med stor fosforavrenning der mesteparten av fosforet transporteres med grøftevann. Morsa vil derfor ha mindre forventet effekt av vegetasjonssoner enn andre områder med mer erosjonsutsatt jord. En kan derfor forvente høyere kostnadseffektivitet for vegetasjonssoner andre steder.

Heller ikke Jæren er blant de områdene der vegetasjonssoner og ugjødsla randsoner har best effekt. Svært mye av avrenningen på Jæren går gjennom drenssystemene. I Jærvassdragene spesielt forekommer det at gjødsling med husdyrgjødsel av arealer som grenser til bekker også havner direkte i bekken. Med en gjødslingsfri vegetasjonssone på 5-10m kan en redusere risikoen for at gjødsel spres direkte i bekk. Den ekstra nytten av dette er ikke tatt med i effektivitetsberegningene, men er viktig å være klar over.

I Østfold har en siste år tillatt moderat nitrogen- og kaliumgjødsling (10kg / daa) i vegetasjonssoner for å øke grasveksten. Begrunnelsen for dette er at økt grasvekst skal øke opptaket av fosfor fra jorda, og høsting av graset vil deretter ta fosfor ut av nedbørfeltet. Der dette gjøres må verdien av innhøstingen inkluderes i beregningen av totale kostnader og kostnadseffektiviteten.

Andre positive effekter som ikke er kvantifiserte er et rikere visuelt inntrykk og et potensielt større arts mangfold, spesielt om vegetasjonssonen følger vassdraget over større områder og slik danner sammenhengende biotoper (Stalleland og Framstad 1997b, s.28). Dette er aspekter som ikke vil reflekteres i en vurdering av kostnadseffektivitet, men som bør vektas separat og tas med i en helhetlig vurdering av de ulike tiltakene.



### 7.3 Endret jordarbeiding

Endret jordarbeiding består i ulike alternativer i forhold til tidspunkt for og grad av jordarbeiding, samt ulike måter for halmhåndtering. Tiltakene kan være stubbåker, høstkorn, lett høstharving, vårharving, vårpløying, og direktesåing. Dette er tiltak som vil være mest aktuelle for erosjonsutsatt jord. Tilskuddene betales ut etter arealenes erosjonsrisiko.

Risikoen for overflateerosjon er liten for eng og beite, og tiltak med endret jordarbeiding er mest egnet og brukt på Østlandet for arealer med korn og rot- og grønnfôrvekster. På Jæren er det kun 4 % kornareal (Molversmyr et al. 2008) og endret jordarbeiding har ikke hatt samme fokus som blant annet på Østlandet. Det finnes dermed også få tall på renseseffekter og kostnader knyttet til endret jordarbeiding på Jæren.

I tiltaksanalysen for Morsa i 2001 (Solheim), ble de forskjellige tiltakene, unntatt høstkorn, slått sammen for å beregne en samlet effekt for hele vassdraget. Denne ble gjennom modellering og omregning fra jordtap til fosfortap anslått til å være 3300 kg tot-P. Effekten av høstkorn på fosfor har variert fra positiv til negativ i noen tilfeller og det er vanskelig å si noe entydig om den. Høstkorn regnes i dag bare som et tiltak hvis det er kombinert med redusert jordarbeiding.

Solheim anslår en kostnadseffektivitet i Morsa for endret jordarbeiding på 102 - 280 kroner / kg P. Dette er tall justert med konsumprisindeksen fra 2001 til dagens nivå. I tillegg oppgir Øygarden et al. (2008) en kostnadseffektivitet av stubbåker for Østfold og Akershus på 2,7 kg erosjon per krone i tilskudd. Dette sier ikke noe direkte om kostnadene ved stubbåker, men vi kan anta at tilskuddet i grove trekk speiler kostnadene involvert.

### 7.4 Grasdekte vannveier

Grasdekte vannveier er en vegetasjonssone som lages på steder der det renner spesielt mye overflatevann. Det er ofte mindre områder på et jordstykke som står for mye av erosjonen, spesielt i forsøkninger i topografien og dråg. Forsøkningene kan sås til i bunn med årlig eller flerårig gras og slik effektivt redusere overflateerosjon. Relevansen av grasdekte vannveier er i høy grad avhengig av topografi i det enkelte område.

Det er få gjort undersøkelser av omfanget av erosjon i dråg. En vanlig erosjonsskade i dråg der jord er gravd ut av vann vil typisk være 0,5 m bred og 0,25 m dyp og gradvis avtagende over en lengde på 200 m. Jordtapet knyttet til dette vil da være på omtrent 10 tonn (Solheim 2001). I Vansjø-Hobølvassdraget ble det anslått et dråg per 500 daa i midtre del av nedbørsfeltet og et dråg per 1000 daa åkermark i de øvrige delene av nedbørsfeltet.

Også for grasdekte vannveier er det usikkerheter rundt tilbakeholding av fosfor og kostnader knyttet etablering og vedlikehold av vannveiene. Det er stor variasjon mellom feltene når det gjelder hellingsgrader og erosjonsrisiko. Det er gjort få målinger av effekten av tiltakene i felt. Det er svært stor forskjell mellom felt, og også mellom år.

Øygarden (2003) viser til et konkret eksempel i Ski (Akershus) der mangelen på avskjæringsgrøfter ved et 1,8 hektar jorde dyrket med høstvetete førte til erosjon i dråg og et stort tap på 132 tonn per hektar. Her kom overflatevann inn på jordet fra de bakenforliggende bakkene og gravde ut masse. Bioforsk har i et forsøk med kumdammer registrert fylling av en dam på 25 m<sup>3</sup> på ett døgn i fra ett enkelt dråg våren 2008.

Grasdekte vannveier på steder der det er fare for erosjon i dråg må derfor anses som et kostnadseffektivt tiltak, minst på linje med vegetasjonssoner for øvrig. Disse vannveiene både hindrer erosjon i selve dråget, og fremmer sedimentering av partikler som er erodert på andre deler av jordet.

## 8. Diskusjon - optimalisering av fangdammenes renseevne

---

### 8.1 Riktig plassering i nedbørfeltet

En undersøkelse av 11 fangdammer plassert rundt Akersvannet viser hvor viktig plasseringen av dammen kan være i forhold til effektiviteten. Selv om dammene ble utformet på samme måte for maksimal fosforfjerning, viste de enorm forskjell i renseeffekt. I gjennomsnitt har de 11 fangdammene rundt Akersvannet holdt tilbake 311 tonn jord og 314 kg fosfor årlig. En av dammene stod for 64 % av den totale partikkelfjerningen og 59 % av den totale fosforfjerningen. Dammen med nest størst betydning, stod for 16 % av jordpartikkelfjerningen og 17 % av fosforfjerningen. Tre fangdammer hadde minimal betydning for tilbakeholdingen med 0,3 til 0,9 % stoffjerning. De øvrige fangdammene holdt tilbake fra 2 til 6 % av totalen.

Den samme erfaringen er gjort ved planlegging av dammer i alle jordbruksbekker rundt vestre Vansjø. Det er stor forskjell på effektiviteten av dammene, og også kostnadseffektiviteten. I resipienter der en har store krav til rensing, kan likevel fangdammer med middels og lav renseevne være aktuelle, fordi en mangler alternative tiltak.

Denne undersøkelsen viser betydningen av å gjøre en vurdering av nedbørfeltenes forurensingsrisiko. Anlegg må prioriteres der nytten vil være størst.

En metode for å oppnå dette er kartlegging av nedbørfeltet for utsatte resipienter, der tiltak som fangdammer kan plasseres inn i landskapet der de har størst effekt. Kostnadseffektiviteten av dammene kan økes betraktelig ved slik områdevis vurdering av kvalifiserte planleggere med god innsikt i erosjon i landbruksområder.

Som en forundersøkelse kan en basere seg på en GIS-basert analyse av eksisterende data og digitale kart for et nedbørfelt. Da kan en benytte digitale kart over erosjonsrisiko, jordart, topografi, vannstrømmer, supplert med resultater fra P-AL-analyser og eventuelt data om dyrkingspraksis. Resultatet fra analysen blir en soneinndeling, der de enkelte områder i nedbørfeltet er klassifisert som godt, middels eller lite egnet for fangdammer. En slik innledende analyse vil ikke fange opp alle kriterier som er relevante for lokalisering av fangdammer. Den må derfor ikke oppfattes som en fasit, men som en indikator på hvilke områder som bør vurderes først og hvilke som kanskje kan utelukkes. Derved vil man i betydelig grad kunne effektivisere det påfølgende feltarbeidet. Et slikt sonekart over egnethet vil også kunne fungere som veiledning for grunneiere som vurderer fangdammer på sine eiendommer.

Kartlegging av bekkers forurensingssituasjon har også vist seg nyttig, f.eks i Vansjø nedbørfelt, der stor forskjell i jordas fosfortilstand og driftspraksis i nedbørfeltet ga store utslag mellom bekker som i utgangspunktet kunne se like ut. Fangdammer vil der kunne prioriteres i de bekkene som gir de høyeste fosfortilførselene til resipienten.

I dag vil det ofte være gardbrukeren som tar initiativ til fangdambygging, og midlene fordeles i forhold til søknader. Gardbrukernes motivasjon er ofte forskjellig, og det er ikke selvsagt at det er den gården med størst behov som søker om midler til fangdambygging. Ofte er eierskapet til jorda som forurenser, og den mest aktuelle plasseringen for fangdam ikke på samme eierhånd. I slike tilfeller blir motivasjonen for bygging av fangdam liten for den gardbrukeren som eier arealet der dammen bør bygges. Den gardbrukeren som avgir areal til fangdam og bygger fangdammen er ikke ansvarlig for forurensingen, og har ellers ikke nytte av dammen. Tilskuddssatsen for bygging av fangdammer bør derfor være høy, og den bør kunne økes i samarbeidsprosjekter og prosjekter der eieren selv har liten nytte av tiltaket.

Behovet for fangdammer varierer også veldig mellom fylker og mellom kommuner innenfor hvert fylke, både med hensyn på hvor hensiktsmessig dammene er i forhold til jordart og landbruksdrift, og i forhold til utsatte resipienter. Midlene for tilskudd til fangdammer bør derfor konsentreres til fylker som har behov for slike tiltak, og viderekanaliseres til kommuner med utsatte resipienter der fangdammer kan være til større nytte.

## 8.2 Unngå feil utforming - kvalifiserte planleggere

Blant de dammene som ble anlagt på 90-tallet finner en dammer med ekstremt lav renseevne. De kan være feil utformet, ha lite vegetasjon, kortslutningsstrømmer og være feilplassert i landskapet. Ofte er de lagt i vassdrag med for lite jordbruksavrenning og for stor andel rent utmarksvann. Disse dammene inngår i materialet som er brukt i denne rapporten når det gjelder kostnadseffektivitet, og trekker ned snittet. En må kunne forvente at en unngår slike feilprioriteringer i framtiden, når fangdamteknologien er bedre kjent. Gjennomsnittstallene for kostnadseffektivitet for fangdammer kan dermed forventes å øke noe framover hvis en unngår slike feilplasserte eller feilutformede anlegg.

For å unngå feilutformede anlegg er det viktig at planleggingen gjøres av kvalifiserte planleggere. Mange har tendens til å grave for dype dammer for å spare vedlikehold, og å nedprioritere planting fordi dette krever en del manuelt arbeid. Dette svekker effekten av dammen.

## 8.3 Forbedring av eldre anlegg i forbindelse med tømning av vegetasjonsfilteret

Mange av de tidlige dammene er ikke optimalt utformet, de er noe for dype og kan ha dårlige hydrauliske egenskaper i vegetasjonsfilteret. Svært mange av dem har dermed også dårlig vegetasjonsdekning fordi de er for dype. En får dermed kortslutningsstrømmer, og fangdammens vannareal utnyttes ikke optimalt. Dette kan bedres dersom en lar det stå igjen grunnområder på tvers av dammen ved første tømning av vegetasjonsfilterne, altså at en ikke tømmer dammen fullstendig. Disse tverrgående grunnområdene kan dermed gi grunnlag for spredning av vegetasjon som hindrer kortslutningsstrømmer, og sikrer rask vegetasjonsdekning etter tømning.

Slike dype vegetasjonsfiltre bør ikke graves helt ut ved tømning, slik at de etter tømning i større grad samsvarer med anbefalt dybde på 0,3-0,5 meter. Dersom en fjerner all vegetasjon, og reetablerer en dyp dam kan renseeffekten bli svekket for lang tid framover. Det er derfor viktig at det gis råd ved tømning av dammer, særlig dersom en skal grave ut vegetasjonsfilteret, slik at effekten av tiltaket ikke blir mindre etter tømning.

## 8.4 Forbedring av fangdamteknologien

Det er foretatt såpass mange forsøk med fangdammer når det gjelder dammer med åpne vannspeil og dammer med beplantninger, forskjellige størrelser og dybder, at en nå begynner å kunne gi eksakte råd om hvordan dammene bør være for å virke mest mulig kostnadseffektivt. Dersom renseevnen skal økes, må også dammenes størrelse økes, så valget av størrelse blir en vurdering av tilførsler og resipientens krav til rensing. En oppnår større totalrensing med store dammer, men lavere kostnadseffektivitet. Da snakker en om store dammer i forhold til de dammene som har vært vanlige i Norge.

Men det kan være grunn til å gå videre med forsøk av anlegg knyttet til fangdammer likevel. Forsøk viser at en kan sette inn tiltak som øker effekten av etablerte og nye dammer.

### 8.4.1 Bruk av filtermaterialer og permeable terskler

Forskjellige filter brukes ofte til vannrensing. Det vil være et problem for bruk av filter i landbruksbekker at det er såpass mye partikler i vannet slik at filterne vil kunne tette seg i løpet av kort tid. Fangdammene holder imidlertid tilbake svært mye av de større partiklene i vannet, og et

filter plassert i enden av en fangdam vil derfor kunne fungere mye lengre enn plassert direkte i en bekk.

Et filter vil ha stor overflate, og vil være en effektiv oppsamler av små partikler, mye bedre enn et åpent vann eller et vegetasjonsfilter. Små partikler vil være fosforrike.

I tillegg kan det være mulig å bruke filtermaterialer som holder tilbake løst fosfor. Både kalkrike materialer som Leca Filtralite P, og jern- eller aluminiumsrike filtermaterialer har fosforbindingskapasitet. Bindingskapasiteten øker med økende fosforinnhold i vannet, og er mest effektiv i de bekkene som har høye fosfortall. Arbeidet med uttesting av disse materialene for fosforrensing i norske landbruksbekker er nettopp startet. Forsøk med Leca-filter i enden av fangdam i Støabekken i Rygge viste at fosfornivået ble redusert med ytterligere 50 % gjennom filteret, selv etter at det hadde passert en fangdam. Da er både partikkelrensing og rensing av løst fosfor i filteret tatt med. Dette er særlig viktig ved sommeravrenning, der dammen kan tape løst fosfor fra sedimentene.

### 8.4.2 Fellingskjemikalier

Økning av pH eller bruk av fellingskjemikalier kan øke fnokkingen av leirpartikler, slik at de lettere sedimenterer i dammen. Dette er lite utprøvd i jordbruksbekker, kanskje særlig fordi det er dyrt og krever tilsyn. Dette kan likevel være aktuelt i sårbare resipienter med høye renskrav, eller i bekker med høye fosfornivåer.

### 8.4.3 Sedimentasjonsfeller og kumdammer

Fangdammer med vegetasjonsfiltre kan være kostbare tiltak. Selve sedimentasjonskammeret kan være lettere å utplassere i en bekk på en billig måte, og dette kan være et billig tiltak som kan gi god effekt. Mange steder er det mulig å oppnå et sedimentasjonsbasseng uten særlig graving, ved å sette en terskel inn i bekkeløpet som demmer opp vannet og skaper sedimentasjon.

Slike sedimentasjonsfeller kan være en rimelig forsikring mot uhell i nedbørfeltet. Selv miljøbevisste bønder kan rammes av store jord- og fosfortap i ekstreme nedbørsituasjoner, eller hvis nedbøren kommer på et tidspunkt like etter jordarbeiding. Et sedimentasjonskammer kan da fungere som en buffer for resipienten som mottar forurensningene.

En variant av et slikt sedimentasjonskammer er mindre dammer som plasseres i dråg på jordet, f.eks rundt nedløpskummer, slik at erodert jord sedimenterer før det går ned i lukka dreneringsystemer eller i bekker og kanaler. Slike sedimentasjonsfeller eller kumdammer kan både hindre erosjon i dråg og rundt kummer, og samle opp erodert jord fra andre deler av jordet.

## 8.5 Forholdet mellom fangdammer og andre rensiltak

Fangdammer virker spesielt godt i ekstreme vær-situasjoner, med stor overflateavrenning og stor overflateerosjon. Særlig i områder der en har høstpløyde arealer eller høstkorn med dårlig etablering, kan det bli store mengder erosjon under slike forhold. Graving i dråg er også en stor bidragsyter til partikler under sånne forhold. De mest ekstreme resultatene ved måling av tilbakeholding i fangdammer har en fått på åpen åker i ekstreme vær-situasjoner, ofte kombinert med tele. Dersom driftspraksis i nedbørfeltet endres, med mer areal liggende i stubb over vinteren, med buffersoner langs vassdrag, og med grasdekte vannveier, vil mengden erosjon minke betraktelig, og en vil få langt lavere tilførsler av partikler og fosfor til fangdammen. Effektivitet i en fangdam der det gjennomføres slike tiltak i nedbørfeltet vil dermed gå ned. En vil imidlertid aldri hindre all avrenning av partikler, selv med alt kornareal i stubb over vinteren.

Fangdammer er i dag det eneste rensiltaket som fanger opp drensvann. Drensvannet har på mange steder minst like stor betydning som overflateavrenningen, og kan være en viktig bidragsyter til partikler og fosfor til vassdragene.

Fangdammer kombinert med andre rensiltak kan dermed gi en god totalrensing i vassdrag der kravet til rensing er stort, og i sårbare resipienter.

I områder med høye fosfortall i jorda, vil også eroderte partikler være mer fosforrike. Det er nå kommet nye fosfornormer, som over tid vil redusere fosfornivået i jord som i dag ligger svært høyt etter mange års gjødsling med mer fosfor enn behovet for plantene. Særlig opplever en dette på gårder med mye husdyr, og på gårder med intensiv grønnsaksproduksjon. På Jæren vil en for store områder ha overskudd på fosfor gjennom husdyrgjødsel, og kartlegging av fosfortallene viser også et gjennomgående høyt fosfornivå i jorda. Dette øker tapene til vassdragene, noe som også vises igjen i fangdamsedimentene, som er langt mer fosforrike på Jæren enn på Østlandet.

Dersom de nye fosfornormene brukes, vil også effektiviteten av fangdammene gå ned. På Jæren har en imidlertid vanskeligheter med å oppnå dette med dagens driftsnivå, fordi husdyrtallet er såpass høyt i utgangspunktet. På Jæren må en få en mer balansert gjødsling dersom en skal kunne forvente en nedgang i fosfortilførslene i vassdragene på lang sikt.

## 9. Konklusjoner - evaluering av fangdammer som virkemiddel i SMIL-ordningen

---

### 9.1 Samling og målretting av tilskuddsordninger for fosforfjerning

I dag er tiltak for reduksjon av fosfor delt på flere ordninger, og fangdammer vil ikke sees opp mot f.eks endret jordarbeiding. Dette betyr at de forskjellige tiltakene ikke settes opp mot hverandre og prioriteres etter kostnadseffekt. Tiltak med samme formål, f.eks fosforreduksjon, bør samles i en ordning for å gi best kostnadseffekt.

I SMIL-ordningen finnes også andre tiltak som er tilskuddsberettiget som ikke har forurensningsbegrensning som resultat, men der tiltakene konkurrerer om samme bevilgningen. Det kan være vanskelig å prioritere mellom f.eks verneverdige bygninger og fosforfjerning. Det kan være både fordeler og ulemper med å samle så vidt forskjellige tiltak i en ordning. Fordelene er at innvilgende myndighet kan fordele midler i forhold til hvilke problemer som er størst i kommunen eller i fylket. Men dette kan også føre til at verneverdige bygninger blir dårligere ivaretatt i områder med eutrofieringsproblemer.

En tilskuddsordning for fosforfjerning bør samles slik at tiltakene kan vurderes opp mot hverandre, og i større grad målrettes mot fylker og kommuner med store behov.

### 9.2 Fangdammens størrelse og kostnadseffektivitet

En prøver i Norge å holde fangdammenes nedbørfelt under 500 ha, for å unngå at dammene skal bli for store og kostnadskrevenende. Det norske mosaikk-landskapet med innblanding av skog og utmark selv i de beste jordbruksområdene gjør det ofte umulig å unngå mye utmarksvann i dammen dersom nedbørfeltet blir for stort.

I Norge er de færreste fangdammer over 5 dekar. Innenfor dette spekteret er store dammer billigere enn små dammer pr m<sup>2</sup>. Av tabell 2 sees en tendens til at kostnadene per tilbakeholdt kg P er omvendt proporsjonal med størrelsen på fangdammen. Dette er antagelig mest et utslag av at anleggskostnaden per m<sup>2</sup> for større anlegg er mindre enn for små dammer. Når det gjelder driftskostnader for fangdammer - hovedsakelig tømning av sedimentasjonskammeret - antas at kostnaden per tømning er mer eller mindre uavhengig av størrelsen på sedimentasjonskammeret. Dette fordi en stor komponent i tømme-kostnaden antas å være transport av maskin og bortkjøring av oppgravd masse.

Små dammer er i utgangspunktet mer effektive enn store dammer pr.m<sup>2</sup>, men prisforskjellen er såpass stor, at denne bedre effektiviteten ikke veier opp for kostnadsøkningen pr m<sup>2</sup>. Større dammer i norsk målestokk, det vil si minst 1 dekar, men gjerne over 3 dekar, gir ut fra dette høyest kostnadseffektivitet. Dersom en går ut over 5 dekar, vil kostnadseffektiviteten pr m<sup>2</sup> sannsynligvis begynne å gå nedover. Dette fordi renseeffektiviteten pr m<sup>2</sup> etter hvert går ned, og innsparingene en gjør i anleggskostnader og driftskostnader pr m<sup>2</sup> etter hvert blir minimale. Tidligere har en som tommelfingerregel sagt at fangdammen burde være minst 0,1 % av nedbørfeltet. Såpass store dammer gir bedre totalrensing enn mindre dammer, selv om en ser at effekten pr m<sup>2</sup> går litt ned. Konklusjonene i denne rapporten styrker påstanden om at det ikke er mer kostnadseffektivt å bygge mindre dammer enn dette.

I resipienter med høyt krav til rensing bør en øke størrelsen ytterligere i forhold til nedbørfeltet.

### 9.3 Fangdammers kostnadseffektivitet i forhold til andre tiltak

I tabell 5 ser vi fangdammer opp mot andre tiltak med tanke på kostnadseffektivitet.

Tabell 5. Kostnadseffektivitet ved fangdammer i forhold til andre tiltak (tusen kr / kg P).

Tiltak	Jæren	Østlandet
<b>Fangdammer</b>		
< 1 daa (målt / modellert effekt)	0,18 / 0,43	0,47 / 0,67
1-3 daa (målt / modellert effekt)	0,15 / 0,26	0,26 / 0,48
> 3 daa (målt / modellert effekt)	- / 0,17	0,19 / 0,34
Endret jordarbeiding	Ingen data	0,10 - 0,28
<b>Vegetasjonssoner</b>		
Vegetasjonssone for åpen åker	0,04 - 0,22	0,32
Ugjødsla randsone for eng	0,04 - 0,15	Ingen data

Oppstillingen gir ingen entydige svar. På Jæren viser spesielt feltene med målte renseeffekt for fosfor i fangdammer at de er på høyde med vegetasjonssoner når det gjelder kostnadseffektivitet. På Østlandet viser endret jordarbeiding god kostnadseffektivitet, men også her er middels store og store fangdammer på høyden når det gjelder målt kostnadseffektivitet for fosforfjerning. Vegetasjonssoner kommer her noe dårligere ut.

Dette er på ingen måte en uttømmende liste av fosforreduserende tiltak i jordbruket, og på grunn av til dels få data tilgjengelig på kostnader og effekter på noen av tiltakene gir ikke oppstillingen en full oversikt. Når det gjelder grasdekte vannveier i erosjonsutsatte drag, vil virkningen være minst på nivå med vegetasjonssoner, og kostnadene vil være tilsvarende dette.

Den sammenstillingen gir en viss pekepinn på hvor fangdammer står effektivitetsmessig i forhold til andre tiltak det er naturlig å sammenligne med.

### 9.4 Variasjon av renseeffekt

Fangdammene viser en ganske stor variasjon i renseeffekt. Forholdene i nedbørfeltet virker å ha større betydning for dammens renseeffekt enn dammens utforming, i hvert fall dersom en holder seg innenfor anbefalt utforming når det gjelder størrelse, dyp og bruk av vegetasjonsfilter. Også investeringskostnadene for bygging av dammen kan variere, etter hvor den plasseres i landskapet. Riktig plassering av fangdammene i et tiltaksområde blir dermed en av de viktigste forutsetningene for kostnadseffektiviteten av fangdam som rensetiltak.

Også andre rensetiltak vil ha svært varierende effekt i forhold til hvor i landskapet de plasseres, jordart, jordas fosfortilstand, erosjonsklasse, helling og hellingslengde vil kunne gi vidt forskjellig virkning av tiltaket.

Når det gjelder prioriteringer mellom tiltak innefor et tiltaksområde, kan det derfor ha større betydning om en plasserer tiltaket på riktig sted, enn hvilket tiltak en velger. Ut fra sammenligningen av kostnadseffektivitet er det ingen grunn til å utelukke noen av tiltakstypene.

Forholdene varierer såpass mye innen landbruksområdene i Norge, at det ikke er grunnlag for å gi noen generell tilrådning når det gjelder prioritering mellom fangdammer og tiltak som endret jordarbeiding og vegetasjonssoner. Men ved tiltaksplanlegging på det enkelte bruk, eller tiltaksplanlegging i et enkelt vassdrags nedbørfelt vil det være langt lettere å prioritere, og peke ut hvilke tiltak som gir best effekt.

I dag gis det bare delfinansiering til bygging av fangdammer gjennom tilskudd, mens tilskudd til endring av jordarbeiding i utgangspunktet skal dekke kostnadene ved tiltaket for bonden. Slik sett kommer fangdammer gunstigere ut når det gjelder prioritering av tilskuddskroner innenfor et tiltaksområde.

Men for å få den beste plasseringen av fangdammene innenfor et tiltaksområde er det viktig at det er den rette grunneieren som bygger fangdam, og at dammen kan plasseres hensiktsmessig på

eiendommen. Dette oppnår en best dersom forvaltningen har mulighet til å øke eller variere tilskuddssatsene også på fangdammer, for å kunne fange opp de mest kostnadseffektive dammene og få disse gjennomført. Etter Bioforsks vurdering vil en oppnå mest dersom bygging av fangdammer inngår i tiltakspakker for utsatte resipienter, og ikke ved at en venter på initiativ fra gardbrukere som kunne tenke seg å bygge en fangdam.

Mange resipienter i landbruksområder er svært påvirket av næringsstoffavrenning, og det vil ikke være tilstrekkelig å satse på kun en tiltakstype. På Jæren kan fangdambygging ikke løse de grunnleggende problemene med for sterk fosforgjødsling over mange år, og fremdeles ubalanse mellom fosfortilførsel og plantenes behov. I denne situasjonen vil heller ikke endret jordarbeiding eller vegetasjonssoner ha stor effekt, fordi fosforet følger drensvannet ut i vassdragene. Slik sett blir fangdammer et av få tiltak som har effekt.

## 9.5 Behov for ny forskning

Denne sammenstillingen avslører kunnskapshull når det gjelder prosessene som gir fosforforurensing i vassdragene, og kostnadseffektiviteten av tiltak. Bioforsk vil peke på noen områder der det er gjort lite, og som kunne bedret prioriteringene av midler for å få best mulig kostnadseffektivitet.

### Verktøy for kostnadseffektiv plassering av fangdammer i landskapet

Når det gjelder fangdammer savner en utarbeidelse av metodikk for utplassering av kostnadseffektive fangdammer. Bioforsk har begynt på utarbeidelsen av et slikt verktøy, men det gjenstår en del før verktøyet blir funksjonelt.

### Modell for utregning av renseevne og kostnadseffektivitet

Modellen som brukes for beregning av renseevne kunne vært betydelig forbedret. Den var utarbeidet før forskningen på fangdammer kom skikkelig i gang, og tar i alt for liten grad hensyn til forhold i nedbørfeltet. Den gir derfor bare en pekepinn på renseevnen til fangdammen ved en gitt innløpskonsentrasjon, og kan ikke brukes til å prioritere mellom fangdammer når det gjelder kostnadseffektivitet.

Det vil være helt andre muligheter for modellering med dagens dataverktøy, og en kan oppnå langt bedre resultater både når det gjelder størrelse, utforming og kostnadseffektivitetsberegning.

### Partikler og fosfor i drensvann

Myre av landbruksområdene der det er eutrofieringsproblemer i resipientene har mye flate og drenerte arealer, der overflateavrenningen er minimal. Det meste av avrenningen skjer som drensavrenning. Det har vært forsket lite på bidraget fra drensavrenningen når det gjelder fosfortilførsler til vassdragene, og hvilken betydning jordarbeiding og driftspraksis kan ha for konsentrasjonene av fosfor i drensvannet. Siden fangdammer er et av få tiltak som fanger opp drensavrenning, blir det viktig å klarlegge drensvannets betydning i nedbørfeltet.

### Tiltak mot forurensing gjennom drenssystemet

Fangdammer kan fange opp drensvannet, men renseeffektiviteten vil variere i forhold til mengden partikler i vannet. det finnes andre løsninger som kunne renses drensvann, som filter eller fellingskjemikalier, men det er forsket for lite på dette foreløpig.

### Omfanget av erosjonsskader på hydrotekniske anlegg

Ved områdekartlegging framkommer det stadig hydrotekniske anlegg som har store erosjonsproblemer. Det samlede omfanget av erosjonen og tapene til vassdragene kan være vanskelig å kartlegge, men det er klart at mange av anleggene er av eldre dato, og at omfanget av skader kan forventes å øke. Det har vært gjort lite samlet kartlegging av slike skader, og hvilken virkning dette har og kan få i et nedbørfelt, både når det gjelder erosjonsproblemer på feltet, og tilførsler til vassdragene. Enda viktigere er kanskje forslag til løsninger der en kan kombinere renovering av anlegget med erosjonsdempende tiltak.

Framtidige klimaendringer kan gi ytterligere problemer, med mer ekstremvær og større erosjonsskader.



## 10. Litteraturliste

---

- Bach, R., B.C. Braskerud og H.O. Eggestad, 2003. *Tilbakeholding av fosfor og jordpartikler i fangdammene rundt Akersvannet*. JORDFORSK-rapport (Nå: Bioforsk) nr. 30/03, Ås. ISBN: 82-7467-456-1.
- Bach, R. og B. Braskerud 2001. *Overvåkning av tre fangdammer på Steinssletta 1996-2000*. *Jordforsk Rapport 46 (2001):13pp*
- Blankenberg A-G.B., K. Haarstad K. & B.C Braskerud, 2007. Pesticide retention in an experimental wetland treating non point source pollution from agriculture run-off. *Water Science & Technology* Vol 55 No 3 pp 37-44 © IWA Publishing 2007. doi:10.2166/wst.2007.070
- Blankenberg, A-G.B., B. Braskerud, & K. Haarstad, 2006. Pesticide retention in two small constructed wetlands: treating non-point source pollution from agriculture runoff. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Volume 86, Issue 3 & 4, March 2006, pages 225-231.
- Blankenberg, A-G.B., K. Haarstad & B.C. Braskerud, 2005. Pesticide retention in an experimental wetland treating non-point source pollution from agriculture runoff. *Proceedings of the specialist conference on Diffuse Pollution, IWA - International Water Association. Book of abstracts*. 9-12.08.05, Sandton Convention Centre, Johannesburg, South Africa.
- Braskerud, B. 1995. Fangdammer renser bekkene. *Norsk vannforening. Vann*, Vol 30, Nr 2, s.286-295.
- Braskerud, B. C., 2003. Clay particle retention in small constructed wetlands. *Water Research* 37(16), 3793-3802.
- Braskerud, B. C., 2002. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19(1) 41-61.
- Braskerud, B.C., 2001. Sedimentation in small constructed wetlands. Retention of particles, *phosphorus and nitrogen in streams from arable watersheds*. Dr.Scient theses 2001:10, Norges landbrukshøgskole (nå: Universitet for miljø og biovitenskap), Ås, Norge.
- Braskerud, B. C., T. Hartnik, & Ø. Løvstad, 2005. *The effect of the redox-potential on the retention of phosphorus in a small constructed wetland*. *Water Science and Technology*, 51(3-4), 127-134
- Braskerud, B. C., H. Lundekvam, & T. Krogstad, 2000. *The impact of hydraulic load and aggregation on sedimentation of soil particles in small constructed wetlands*. *Journal of Environmental Quality* 29(6) 2013-2020.
- Braskerud, B.C. og Ø. Løvstad 2002. *Tilbakeholding av algetilgjengelig fosfor i konstruerte våtmarker*. *Jordforsk Rapport 83 (2002):34pp*.
- Darwin, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life*. J. Murray, London, 502 s.
- Eggestad, H.O., N. Vagstad, T. Tajet & J. Deelstra 1994. Stofftransport og prøvetaking i nedbørfelter. Stikkprøver sammenlignet med vannføringsproporsjonale blandprøver. *Jordforsk Rapport* 6.93.02/1, 14s.
- Ekeberg, A.K. og B. Walseng 2000. *Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune*. *NINA Fagrapport 043: 1-49*.
- Framstad, B. og T. Stalleland 1997. Tiltak for å bedre vannkvaliteten i øvre del av Hobøl-Langen vassdraget. Notat 1997:10, utkast. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).
- Haarstad, K. 1996. Findings of pesticides in Norwegian groundwater (text in Norwegian). *Vann*, 1, 150-156.
- Haarstad, K. & B. Braskerud, 2005. Pesticide retention in the watershed and in a small constructed wetland treating diffuse pollution. *Water Sci. & Technol.*, 51, 3-4, 143-150.

- Hanslin, H.M. 2003. *Evaluering av biologisk mangfold i renseparker - en forstudie. Rapport fra prosjektet Evaluering av biologisk mangfold i renseparker. Planteforsk Særheim. 33s.*
- Hauge, A. 2007. *Fangdamsedimenter på Østlandet. Bioforsk rapport Vol 2, Nr 8.*
- Hauge, A. 2006. *Fangdamsedimenter på Jæren, Bioforsk rapport Vol 1, Nr 133.*
- Hov, A.M. og B. Walseng 2003. *Suksesjon av ferskvannsinvertebrater i et nyetablert damsystem i Trøgstad kommune. NINA Fagrapport 74: 1-50.*
- Kadlec, R. H. og R. L. Knight. 1996. *Treatment wetlands.* Lewis Publishers, New York.
- Krogstad, T. og Ø. Løvstad, 1989. *Erosion, phosphorus and phytoplankton response in rivers of south-eastern Norway.* Hydrobiologia 183, 33-41.
- Ludvigsen, G. og O. Lode, 2001. Results from "JOVÅ" the Agricultural and Environmental Monitoring Program of Pesticides in Norway. *Fresenius Environmental Bulletin* 10 (5), 470-474.
- Ludvigsen, G.H., Pengerud, A., Haarstad, K. & Kværner, J. 2008. *Pesticider i grunnvann i jordbruksområder. Resultater fra prøvetaking i 2007.* Bioforsk Rapport 3 (110). 23 s
- Ludvigsen, G.H., N. Vagstad, L. Øygarden, J. Netland, O.M. Eklo, K.S. Tørresen & J. Morken. 2001. *Eikern som ny drikkevannskilde - tilleggsutredning for jordbruk.* Jordforsk rapport nr. 67/01. 75 pp
- Lyche Solheim, A., N. Vagstad, P. Kraft, Ø. Løvstad, S. Skoglund, og S. Turtumøygard, J-R. Selvik 2001. *Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget) - Sluttrapport.* NIVA. 104 s.
- Molversmyr, Å., M. Bechmann, H.O. Eggestad, A. Pengerud, S. Turtumøygard, og E. Rosvoll 2008. *Tiltaksanalyse for Jærvassdragene. Rapport IRIS - 2008/028.* International Research Institute of Stavanger (IRIS).
- Reinhardt, M., R. Gächter, B. Wehrli og B. Müller, 2005. *Phosphorus retention in wetlands treating non-point source pollution-Water residence time as controlling factor.* Journal of Environmental Quality 34, 1251-1259.
- Stalleland, T. og B. Framstad 1997a. *Tiltak for å bedre vannkvaliteten i vassdrag på Jæren.* Notat 1997:4. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).
- Stalleland, T og B. Framstad 1997b. *Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Årungen.* Notat 1997:8. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).
- Stokker, R., B. Walseng, B. Braskerud, J. Brittain, D. Dolmen, & S.E. Sloreid 1999. *Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjeller i vannkvalitet.* NINA Fagrapport 034: 1-48.
- Søvik, A.K. og N. Syversen 2008. *Videreutvikling av vegetasjonssoner som rensefilter for overflateavrenning. Effekt av ulik vegetasjon og variasjon i renseeffekt over tid.* Bioforsk Rapport Vol 3, Nr 2.
- Uusi-Kämpä, J., B. Braskerud, H. Jansson, N. Syversen, & R. Uusitalo, 2000. *Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus.* Journal of Environmental Quality 29, 151-158.
- Uusitalo, R., E. Turtola, M. Puustinen, M. Paasonen-Kivekäs & J. Uusi-Kämpä, 2003. *Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability.* Journal of Environmental Quality 32, 2007-2016.
- Øygarden, L., J. Kværner og A. Grønlund 2008. *Evaluering av regionale miljøprogram (RMP). Vurdering av ordningene "avrenning til vassdrag og plantevernmidler".* Bioforsk Rapport Vol 3, Nr 51.
- Øygarden, L. 2003. *Rill and gully development during an extreme winter runoff event in Norway.* Catena, vol 50 (2003), s.217-242.

# 11. Vedlegg

---

## Oversikt over vedlegg

Nr Emne

---

- 1 Datagrunnlag kostnadseffektivitet for fangdammer med målt renseeffekt
  - 2 Datagrunnlag kostnadseffektivitet for fangdammer med modellert renseeffekt
-

## Vedlegg 1

### Datagrunnlag kostnadseffektivitet for fangdammer med målt renseffekt

Østlandet	Nedbørfelt (daa)	Fangdamareal (m2)	Fangdammens del av nedbørfelt (%)	Spesifikk tilbakeholding P (g/m2 /år)
Haslestad	70	98	0,14	60
Kinn	500	350	0,07	59
Stein	400	360	0,09	53
Holtan	125	413	0,33	4
Råstad s	245	441	0,18	22
Vølen 2	250	450	0,18	11
Lund	280	476	0,17	20
Aker	160	592	0,37	2
Vølen 1	990	792	0,08	73
Buer	280	868	0,31	3
Berg	1800	1080	0,06	51
Fossum	4000	1200	0,03	9
Vaker	1580	1264	0,08	102
Sundby	1735	1562	0,09	12
Selte	2300	1840	0,08	19
Sølsberg	5000	2000	0,04	33
Daler	5000	2000	0,04	47
Skuterud	4600	2300	0,05	27
Lundem	2400	2400	0,1	36
Lågerød	1770	4071	0,23	45
Gaustad	6200	35960	0,58	25
<b>Jæren</b>				
Håland	1600	640	0,04	10
Søyland	1000	800	0,08	67
Grautholen	222	844	0,38	156
Svebestad	2700	1080	0,04	52
Skrudland	570	1710	0,3	56
Mossigeb.	1200	1920	0,16	46
Leirvollb.	200	2000	1	46
Friestad	700	2380	0,34	79
Fotland	1300	2600	0,2	93

Jæren - modellerte effekter			
	Kosteffekt kr / kg P	Årlig kostn / m2 #	Ant. dammer
< 1 daa	428,13	14,27	17
1-3 daa	259,92	9,57	35
> 3 daa	168,23	6,49	9

Jæren - målte effekter				
	Årlig kostn / m2	Gj.snittlig P g / m2 * år	Kosteffekt kr/kg P	Ant. dammer
< 1 daa	14,27	77,67	183,77	3
1-3 daa	9,57	62,00	154,43	6
> 3 daa	-	-	-	-

Østlandet - målte effekter				
	Årlig kostn / m2	Gj.snittlig P g / m2 * år	kosteffekt kr/kg P	Ant. dammer
< 1 daa	14,27	30,70	464,92	10
1-3 daa	9,57	37,33	256,46	9
> 3 daa	6,49	35,00	185,30	2

Østlandet (Morsa) - modellerte effekter			
	Kosteffekt kr/kg P	Årlig kostn/m2	Ant. dammer
< 1 daa	671,89	24,13	10
1-3 daa	467,03	8,91	5
> 3 daa	342,32	5,67	1

# Kostnadstallene fra fangdammene med modellerte effekter på Jæren er brukt for å beregne kostnadseffektivitet for fangdammene med målte effekter på Jæren og Østlandet



<b>Hå</b>								
Kjell I. Berge	168	1680	35	277000	164,88	18924,2	11,26	540,69
Endre Grødem	550	940	56	258000	274,47	17688,2	18,82	315,86
Erlend Lode	256	1590	54	274000	172,33	18729	11,78	346,83
Ola Terje Obrestad	892	3570	138	365000	102,24	24648,7	6,90	178,61
Gunnleiv Risa	40	320	11	71000	221,88	5523,58	17,26	502,14
Gunnleiv Risa II	583	1170	51	186000	158,97	13004,5	11,11	254,99
Nils Arne Hatteland	20	200	6,2	46000	230,00	3897,3	19,49	628,60
Hilde Ødegård Aksnes	180	220	10,3	63000	286,36	5003,17	22,74	485,74
Hanne E. L. Nevland	960	1920	89	352000	183,33	23803	12,40	267,45
<b>Sandnes</b>								
Per Inge Bjelland	660	1900	151	336000	176,84	22762,2	11,98	150,74
Terje Borsheim	1089	1180	58	312000	264,41	21201	17,97	365,53
Jon Heigre I	259	1200	56	71000	59,17	5523,58	4,60	98,64
Jon Heigre II	545	4009	75,5	302000	75,33	20550,5	5,13	272,19
Dag Vatne	2250	4500	309	494000	109,78	33040,3	7,34	106,93
Alfred Årsvoll	1420	3200	170	292000	91,25	19899,9	6,22	117,06
Maria Årsvoll	630	1260	57	176000	139,68	12354	9,80	216,74
Leif Seldal	355	1070	67	77000	71,96	5913,89	5,53	88,27
<b>Randaberg</b>								
Linda Larsen	81	810	25	170000	209,88	11963,7	14,77	478,55
Maria Olsgård	1100	2200	115	293000	133,18	19965	9,08	173,61
Todnem/Arnesen	800	1600	88	245000	153,13	16842,5	10,53	191,39
<b>Morsa</b>								
Såstad	100	500	17	168000	336,00	11833,6	23,67	696,09
Vanem nord	601	1800	18	203000	112,78	14110,4	7,84	783,91
Knut Erik Hersleth	4750	2380	228	356000	149,58	24063,2	10,11	105,54
Vanem sør	806	2400	49	249000	103,75	17102,7	7,13	349,04
<b>Morsa - planlagt</b>								
Augerødbekken	2510	150	40	99000	660,00	7345	48,97	183,63
Brønnerød	155	310	5	62000	200,00	4938	15,93	987,62
Dillingøy	125	150	4,7	47000	313,33	3962	26,42	843,05
Gashus	1670	600	13,4	165000	275,00	11638	19,40	868,54
Hans Guthus	3600	720	30	351000	487,50	23738	32,97	791,27
Toverød	143	860	32	147000	170,93	10467	12,17	327,11
Huggenes	820	5740	95	486000	84,67	32520	5,67	342,32
Kjærnes	1247	1240	21	118000	95,16	8581	6,92	408,62
Nore	5250	790	21	152000	192,41	10793	13,66	513,94
Rød	541	1890	34,5	351000	185,71	23738	12,56	688,06
Kjellerød (Vaskeberget)	101	450	10,5	135000	300,00	9687	21,53	922,56
Vaskeberget	223	330	15	121000	366,67	8776	26,59	585,08