

# FOKUS

Bioforsk Vol 3 Nr. 12 2008



## Fangdammer for partikkel- og fosforrensing

Bioforsk FOKUS blir utgitt av:  
Bioforsk, Fredrik A. Dahls vei 20, 1432 Ås  
post@bioforsk.no  
www.bioforsk.no

Denne utgivelse: Bioforsk Jord og Miljø  
Ansvarlig redaktør: Forskningsdirektør Nils Vagstad  
Fagredaktører:  
Bent C. Braskerud, Dr. scient på utvikling av fangdammer  
Atle Hauge, forsker, hydroagrologi

Bioforsk FOKUS  
Vol 3 nr 12 2008  
ISBN 978-82-17-00436-3  
ISSN 0809-8662

Forsidefoto: Bent C. Braskerud  
Berg, Norges først fangdam

Produksjon: Bioforsk  
Trykk: Kursiv media as

# Forord

Landbruksdepartementet og Statens landbruksforvaltning (SLF) ønsket å utvikle en renseteknologi for diffus avrenning fra landbruket tilpasset norske forhold. Dette er den siste publikasjonen i en rekke rapporter om fangdammer som tiltak mot landbruksforurensing. Dette heftet oppsummerer erfaringene som er gjort, og gir praktisk veiledning for planlegging.

Naturbaserte renseløsninger er vanligvis arealkrevende, men norske fangdammer er små i forhold til våtmarker og dammer som konstrueres utenlands. Dette skyldes vår topografi og småskalajordbruk. God virkningsgrad i små anlegg er en stor faglig utfordring. Dette heftet viser hva som kan oppnås ved relativt små og enkle fangdamløsninger, og viser dessuten til mulige løsninger i framtidige anlegg.

#### Forfattere:

Bent C. Braskerud, Dr.scient på utvikling av fangdammer  
Atle Hauge, forsker, hydroagrobiologi

#### Referansegruppe:

Rune Bakke, professor i renseteknologi  
Bengt Tovslid, fangdamplanlegger  
Håkon Borch, forsker, naturviter med fokus på fangdammenes virkning på økt biologisk mangfold.

Bioforsk, jord og miljø  
Ås 01.12.2008

# Fangdammer for partikkel- og fosforrensing

## Innholdsfortegnelse

### 1. Bakgrunn om diffus avrenning og fangdammers virkning

Tiltaket .....	7
Hvilke problemer skal fangdammen løse? .....	8
Jordtapet skjer i pulser .....	8
Aggregater øker sedimentasjonshastigheten til leire .....	9
Fosforformen påvirker tilbakeholdingen .....	9
Fangdammers renseevne .....	10
Prøvetaking .....	10
Hydraulisk belastning av fangdammen .....	11
Tilbakeholding av jord og fosfor .....	11
Algetilgjengelig fosfor .....	11
Best når det gjelder .....	12
Redoksforholdene i små fangdammer .....	12

### 2. Fangdamkomponenter - fangdammens byggeklosser

Sedimentasjonskammer .....	14
Vegetasjonsfilter .....	14
Dybdens betydning .....	14
Vegetasjonens betydning .....	15
Halmfilter; en dårlig løsning .....	17
Grus og sandfilter gir gode resultater .....	17
Algefilteret er ustabil .....	17
Overrislingssonen tilfører vannet oksygen .....	17
Fugledam .....	18
Sidekanter må være stabile .....	18
Terskler .....	18
Jordterskelen .....	18
Skjeformet terskel .....	19
Permeabel terskel .....	19
Hoppeterskelen .....	19
V-overløp .....	19
Demping eller ikke demping av flomvann .....	19
Plastring med stein .....	20
Fiberduk .....	20
Tersklens akilleshæl .....	20
Fisk som vandrer .....	21
Vanningsdam .....	21

<b>3. Plassering og dimensjonering av anlegget</b>	
Hvor skal fangdammen plasseres? .....	22
Avstand til kilden .....	22
Lavt forventet jord- og fosfortap .....	22
Hvor stort er nedbørfeltet? .....	22
Vannmengdene øker med nedbørfeltets størrelse .....	23
Hvor stor skal fangdammen være? .....	24
Partikkeltapet bestemmer størrelsen på sedimentasjonskammeret .....	25
Kortslutningstrømmer – hydraulisk effektivitet .....	27
Oppmåling i felt .....	27
Tidspunkt for anlegging .....	28
Planting av vegetasjon i fangdammer .....	28
Våtmarksplanter .....	29
Vedlikehold .....	31
Juridiske forhold .....	32
Plan- og bygningsloven .....	32
Vannressursloven .....	32
Huskeliste for fangdambyggere .....	33
Planlegging .....	33
Anlegging .....	33
Drift og vedlikehold .....	33
<b>4. EUs vannressursdirektiv og fangdammer</b>	
Fangdammer som tiltak .....	34
Fangdammer i overvåkning .....	34
<b>5. Aktuelle adresser for faginfo og hjelp</b> .....	35
<b>6 REFERANSELISTE - FAGINFORMASJON</b> .....	36



Nyanlagt fangdam med sedimentasjonskammer og vegetasjonsfiltre før planting.  
Foto: Bengt Tovslid.



Under flom beskytter vegetasjonen sedimentet mot utspyling.  
Foto: Atle Hauge.



Tilbakeholdingen av fosfor og jordpartikler øker med fangdammens størrelse.  
Foto: W. Warner.

# 1 Bakgrunn om diffus avrenning og fangdammers virkning

## Tiltaket

**Våtmark** er areal som er dekket av vann det meste av året. Våtmarka skiller seg fra andre naturelementer ved at den hovedsakelig består av fuktighetselskende vegetasjon. Tidligere ble våtmarkene regnet som "vassjuk og ubrukelig natur", og store areal ble tørrlagt for menneskelig aktivitet. Men våtmarker har mange kvaliteter:

- de er en svært produktiv naturtype, som gir levested for mange dyre- og plantearter
- de virker flomdempende, og lagrer vann i tørre perioder
- de renser vann.
- de er vakre og spennende rekreasjonsområder.

Tapet av våtmarker og småbekker har vært enormt i store deler av den industrialiserte verden. 80 % reduksjon er ikke uvanlig. Dette gjelder også mange steder i Norge (Mitsch, 1994 og Fylkesmannen i Østfold, 1987). Tap av våtmarker og småbekkene som bandt dem sammen, har redusert landskapets selvrensingsevne i betydelig grad, og gjort kulturlandskapet mer monotont og tørt. Der bekkene går i rør skjer det ingen rensing. Som et resultat transporteres forurenset vann mot innsjøer og hav uten påvirkning av naturlige rensprosesser.

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:

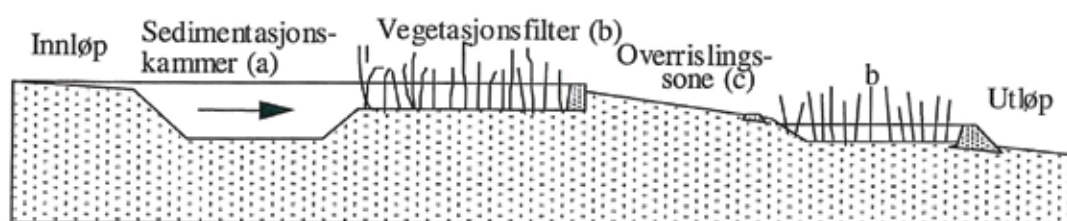
- Sedimentasjonskammer (1-2 m dybde)
- Vegetasjonsfilter (0,2-0,5 m dybde)
- Mineralsk eller organisk filter
- Overrislingsone (0-0,1 m dybde)

- Utløpsdam, ofte et vegetasjonsfilter.
  - Damkomponentene er ofte skilt fra hverandre med lave, steinsatte jordterskler.
- Fangdammen utformes for å optimalisere naturlige rensprosesser som:
- Sedimentasjon (bunnfelling) av partikler og dermed forurensinger på partiklene, som dermed holdes tilbake i anleggene.
  - Biologisk og kjemisk omdanning av forurensingene på partiklene og i vannmassene til ufarlige stoffer.

Alle prosessene skjer uten tilsetninger, og med et minimum av teknologiske komponenter som krever vedlikehold.

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 rensesarker har multifunksjonalitet. Hovedbegrunnelsen for anleggning 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.



**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).

## Hvilke problemer skal fangdammen løse?

Fangdammer er laget for å rense diffus avrenning. Forurensing fra diffuse kilder kjennetegnes ofte ved at de transporteres forynnet i store vannmengder sammenlignet med forurensinger fra punkt-kilder. De største tapene skjer i pulser etter regnskyll eller snøsmelting. Vannets oppholdstid i rensaneanlegget kan derfor bli meget kort.

Fra jordbruksareal tapes jordpartikler, næringsstoffer, mulige sykdomsframkallende bakterier og pesticider. Alle disse vil kunne renses i fangdammer, men vi vil i denne veilederen fokusere mest på de to første.

### Tap av jord 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.

Av næringsstoffene er fosfor regnet som minimumsfaktoren for algevekst i ferskvann. Redusert fosfortilførsel til ferskvann har derfor vært høyt prioritert av norske myndigheter. Arealavrenning fra jordsbruksområder kan føre med seg store mengder fosfor.

For å redusere fosfortapet fra dyrka mark satses det først og fremst på miljøvennlige driftsformer. Noe tap av fosfor vil likevel alltid forekomme. I det nasjonale Program for Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) ligger årlig fosfortap mellom om lag 50-950 g TP/daa (Bechmann et al., 2008) for områder dominert av ulike produksjonssystemer (eng, korn, grønnsaker). For kornområder på Østlandet ligger fosfortapet på rundt 200 g/daa.

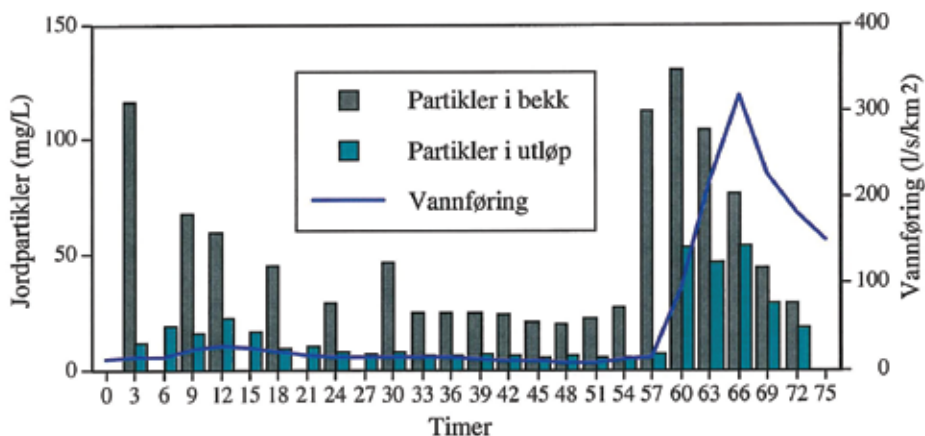
Fosfortapet fra nedbørfeltene til fire undersøkte fangdammer har ligget på 230-520 g/dekar i gjennomsnitt (Braskerud, 2001). Av den grunn er supplerende tiltak ofte nødvendig. Anleggning av vegetasjonssoner langs bekkene og fangdammer i bekkene har vist seg å gi god effekt på tilbakeholding av fosfor.

Selv den mest miljøvennlige bonden kan ha uflaks. Vi har eksempel på at en fangdam ble fylt på ett døgn! Det skjedde etter sterk nedbør på nysådd høstvetete. Hvis jorda som ble holdt tilbake i fangdammen ble fordelt over arealet med høstvetete, var jordtapet 2,5 tonn/dekar og fosfortapet 3,7 kg/dekar (Bach m.fl., 2003). Tapet var imidlertid enda større siden fangdammen ikke holdt alt tilbake! Fangdammen holdt uansett tilbake store mengder jord og fosfor som normalt ville blitt tilført innsjøen i nærheten.

## Jordtapet skjer i pulser

Erosjonen påvirkes av mange faktorer, bl.a. nedbørintensitet, oppfukning av jorda, helling, jordart, plantedekke og andel overflateavrenning. Jordpartikler rives løs og transporters til fangdammen i pulser med ulik konsentrasjon. Figur 2 viser hvordan små endringer i vannføring kan endre konsentrasjonen i bekket betydelig. Prøver ble tatt med 3 timers intervaller.

I begynnelsen av en økning i vannføringen vil erosjonsraten og transporten av partikler øke. Denne startavrenningen (eng.: first flush) kan sees i time 3-12 og 54-60 i figur 2. Når tilgjengelig erosjonsmateriale er revet løs og transportert vekk, avtar partikkelkonsentrasjonen i vannet, selv om vannføringen stiger (time 57-72). Ved samme vannføring vil stigende vannføring inneholde mer partikler enn avtakende vannføring. Dette fenomenet kalles hysteresese.

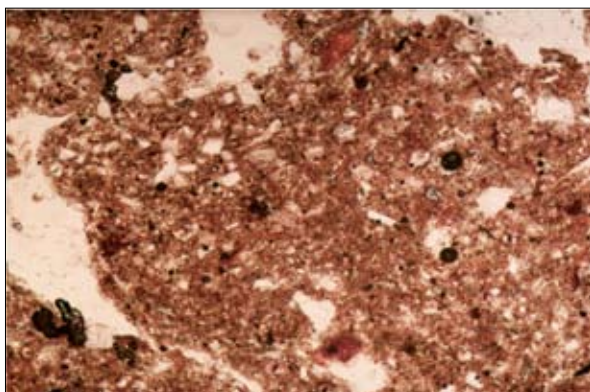


**Figur 2**

Partikkelkonsentrasjonen i bekket endrer seg ofte raskt med tida. Konsentrasjon av suspendert materiale i fangdammen Bergs inn- og utløp over en 3 døgns periode, samt spesifikk vannføring.



## Aggregater øker sedimentasjonshastigheten til leire



**Figur 3** Foto av aggregat i matjordlaget i leirjord. Legg merke til den kantete strukturen i aggregatenes overflate Foto: T. Sveistrup.

Partikler mindre enn 0,002 mm er leire. Leire har stor spesifikk overflate med god mulighet for binding av næringsstoffer som fosfor, plantevernmiddelrester og andre forurensninger. Det tar over 80 timer for en partikkel på 0,002 mm å synke 1 m i stillestående vann, i følge Stokes lov. Siden sedimentasjonshastigheten er enda langsommere for enda mindre leirpartikler, var forventet tilbakeholding av leire i fangdammer i utgangspunktet meget liten.

I matjordlaget vil imidlertid en betydelig del av leira være i aggregater, dvs. små jordklumper. Aggregater er partikler kittet sammen etter biologisk aktivitet som jordlevende organismer og rotutvikling, og på grunn av kjemisk-fysiske forhold (figur 3). Aggregatstørrelsen kan være fra flere cm til under 0,02 mm. Aggregater er bestandige mot erosjon, men hvis de tapes er sedimentasjonshastigheten mye høyere enn for små enkeltkorn. Dette har stor betydning for tilbakeholdingen av leire i fangdammer.

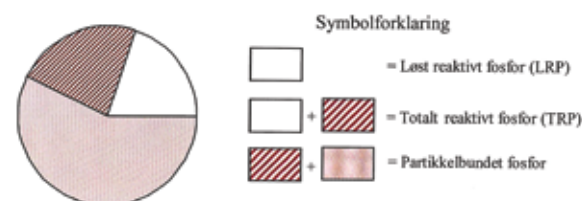


I dype dammer har vegetasjonen vanskelig for å etablere seg, og en får dårlig renseseffekt. Foto: Atle Hauge.

## Fosforformen påvirker tilbakeholdingen

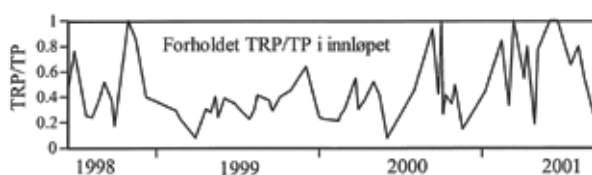
Fosfor er et essensielt næringsstoff for levende organismer, og foreligger i mange former i naturen. I praksis deles fosfor i fraksjoner ved hjelp av forskjellige analyseteknikker og filtreringsmetoder. Målet er ofte å finne sammenhengen mellom en fraksjon og responsen på en levende organisme, for eksempel en algetype i ferskvann. Selv om det er anerkjent at fosfor ofte er det næringsstoffet som styrer algeveksten 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 figur 4.

- Løst reaktivt fosfor (LRP) er fosfor i væsken etter filtrering med 0,45  $\mu\text{m}$  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 4** Forholdet mellom fosforfraksjonene i bekken til fangdammen Berg i Akershus.

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 redoks-forholdene i våtmarka og i prøveflaska. 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 (figur 5). Periodevis kan alt fosfor være algetilgjengelig, i andre perioder svært lite. Gjennomsnittet er vist i figur 4.



**Figur 5** Andelen av potensielt algetilgjengelig fosfor (TRP) i forhold til totalfosfor (TP) endret seg kontinuerlig (0,2 = 20 % algefosfor, 1 = 100 %), i Berg-bekken i en fireårsperiode.

Fordi fangdammer er laget for å stimulere sedimentasjonen av partikler, forventer vi størst tilbakeholding 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). Tilbakeholding av partikkelbundet fosfor er derfor viktig i arbeidet for renere vann.

## Fangdammers renseevne

De første fangdammer/renseparker i Norge ble anlagt i 1990. Utviklingsarbeidet for å teste våtmarkenes renseevne startet tidlig. Nedbørfelt i Akershus, Østfold, Sør-Trøndelag og Rogaland ble valgt for å fange inn noe av de store klimatiske og agronomiske forskjellene i Norge (tabell 1).

Det ble anlagt et forsøksanlegg i Lier for utvikling av nye filterløsninger (figur 6). Filter 4 er et vegetasjonsfilter av samme type som brukes i standard fangdammer, og fungerer som referanse i sammenligningen med andre filtre. Formålet med undersøkelsene var å finne filterløsninger som kunne bedre standardfangdammen. Resultatene fra Lieranlegget blir derfor presentert som bedre eller dårligere enn vegetasjonsfilteret. Undersøkelsene i fangdammen A-G pågikk i 6-13 år, men Lieranlegget ble bare undersøkt i 2 år.

## Prøvetaking

Valg av prøvetakingsstrategi er avgjørende for resultatet som oppnås. Hyppig prøvetaking av vannet er nødvendig for å beskrive transporten nøyaktig. Siden fosfor ofte er bundet til partikler (fig. 4), og partikkeltransporten varierer i betydelig grad (fig. 2), er det vanskelig å bestemme transporten av fosfor og fosforfraksjonene ved hjelp av sporadiske stikkprøver. Ukentlige stikkprøver vil nesten alltid undervurdere stofftransporten og gi feil renseevne. Hvis vi valgte ett av prøvesettene i figur 2 som representativ for 3-døgnsperioden ville erosjonen variere fra 0,4 til 2,7 tonn, og renseresultatet variere mellom 40-95 %. I virkeligheten var erosjonen 1,5 tonn og renseevnen 50 %. Problemet med manuell stikkprøvetaking er at flommer underrepresenteres og at innløpsprøven ikke har sammenheng med utløpsprøven.

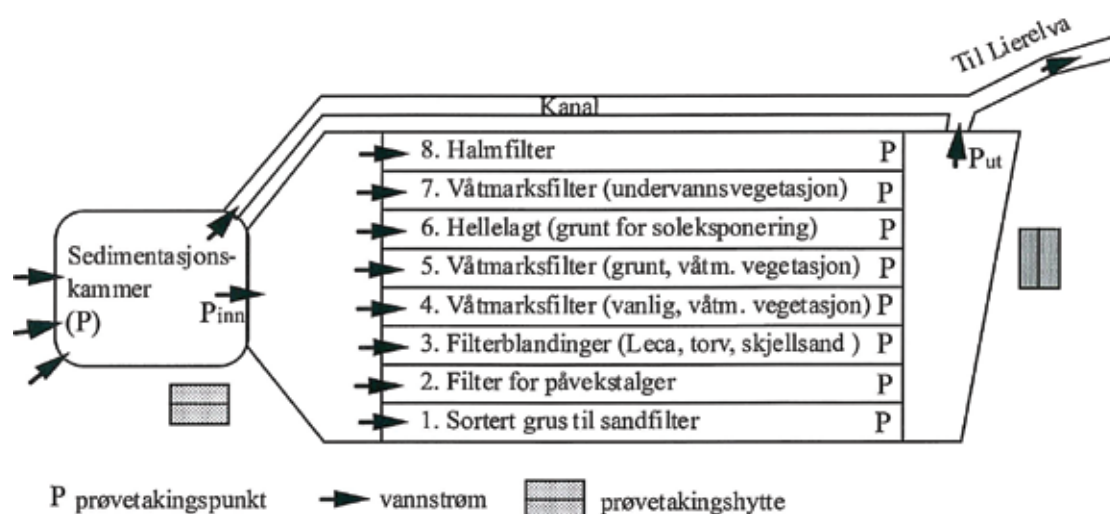
I våre forsøksanlegg har vi brukt vannproporsjonal blandprøvetaking i fangdammens inn- og utløp. Vannprøver samles inn avhengig av vannføringen. I gjennomsnitt ble det tatt 11 delprøver i døgnet. En blandprøve ble sendt for kjemisk analyse med 1-2 ukers mellomrom.

Et rimeligere og meget nøyaktig alternativ er å måle sedimentveksten i fangdammen. Dette ble gjort ved hjelp av sedimentasjonsfeller og sedimentasjonsplater som var spredt over fangdamarealet. Fellene ble høstet 4 ganger årlig, mens platene ble høstet hver sommer (Braskerud 1995 a og b). En kan også måle sedimenttykkelsen noen år etter anlegg av dammen, og måle tetthet og næringsinnhold. (Hauge, 2006, Hauge, 2007)

**Tabell 1.** Karakteristika for anlegg brukt i FoU-aktiviteten rundt fangdammer.

Fangdam	Nr	Anlagt	A (m <sup>2</sup> )	Komponenter	A/feltA (%)	FeltA (km <sup>2</sup> )	Dyrka (%)	Fylke
Berg	A	1990	900	a b	0,06	1,48	17	Akershus
Finsrud*	B	1990	630	a b	0,07	0,86	11	"
Kinn	C	1990	345	a b	0,07	0,50	27	Østfold
Storløs*	D	1990	263	a b	0,03	0,90	28	"
Flatabekken	F	1994	870	a c b b c b	0,08	1,03	14	S-Trønd.
Grautholen	G	1993	840	a b b b c c c b	0,38	0,22	99	Rogaland
Lieranlegget*	L	2001	1200	a b:c,b,x-y:b	0,15	0,80	88	Buskerud

A – fangdammens overflate, A/feltA – fangdammens andel av nedbørfeltets areal, a,b,c – se figur 1, x-y se figur 6. \* - vannprøver ble kun tatt i sommerhalvåret.



Figur 6 Forsøksanlegget i Lier består av 8 parallelle behandlingsenheter (ca 40 m lange).

## Hydraulisk belastning av fangdammen

Å finne vannets oppholdstid er mer komplisert enn å finne den hydrauliske belastningen, siden en estetisk fangdam ofte har uregelmessige kanter, og dybden reduseres etter sedimentasjon. Hydraulisk belastning ( $Q/A$ ) er vannføring ( $Q$ ) fordelt over fangdammens overflate ( $A$ ).

### Beregning av hydraulisk belastning

I et nedbørfelt på 1,5 km<sup>2</sup> skal det anlegges en fangdam med overflate ( $A$ ) på 2100 m<sup>2</sup>. Fangdammens overflate er 0,14 % av nedbørfeltets overflate. Middelvrenningen er 2000 m<sup>3</sup>/døgn ( $Q$ ). Hydraulisk belastning blir (2000 m<sup>3</sup>/d / 2100 m<sup>2</sup> =) 0,95 m/d.

$Q/A$  i fangdammer er høy sammenlignet med våtmarksløsninger brukt for annen type vannrensing.

## Tilbakeholding av jord og fosfor

Tilførselsmengdene av jord og fosfor påvirker tilbakeholdningen i betydelig grad. År med stort jord- og fosfortap gir høyest spesifikk og relativ (%-vis) tilbakeholding. De årlige variasjonene i virkningsgrad kan være vesentlige.

Tabell 2 viser årlig gjennomsnittlig fjerning i fire anlegg der det var mer enn 50 % vegetasjonsdekning. Gjennomsnittlig sedimentasjon av jord per fangdam var fra 18 til 75 tonn/år. Tilbakeholdningen av fosfor var fra 20 til 46 kg/år.

Tabell 2. Gjennomsnittlig tilbakeholding av jordpartikler og fosfor i fire fangdammer (Braskerud m.fl., 2005)

Nr	Q/A (m/d)	Jord partikler		Total fosfor	
		Relativ (%)	Spesifikk (kg/m <sup>2</sup> /år)	Relativ (%)	Spesifikk (g/m <sup>2</sup> /år)
A	1,7	66	83	42	51
C	1,9	45	89	27	58
F	1,8	62	36	23	37
G	0,8	68	22	42	46

Q/A – hydraulisk belastning.

## Algetilgjengelig fosfor

Tilbakeholding av løst fosfor (LRP) er en stor utfordring å studere som massebalanse av metodiske årsaker, og blir derfor ikke presentert her (se Braskerud, 1995a og Braskerud m.fl. 2005). Totalt reaktivt fosfor (TRP) er mer stabil.

TRP fjerningen var vanligvis ca 8 %-poeng under den relative totalfosforfjerningen gjennom det meste av året (jf. tabell 2). 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 fosforoptak i alger og annen biomasse i fangdammen i den varme årstiden. Aggregatene er dessuten også mest stabile om sommeren.

## Best når det gjelder

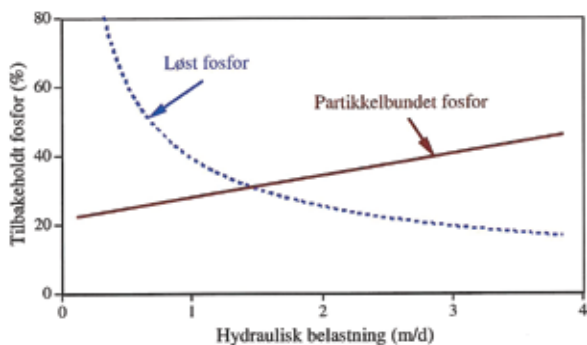
Vanligvis vil renseeffekten avta når oppholdstiden avtar (Kadlec og Knight, 1996). Det skyldes at partikler får kortere tid til sedimentering. På samme måte får biologiske- og kjemiske prosesser kortere tid til å omdanne næringsstoffer og andre forurensinger. Forløpet blir som beskrevet i den stiplede linja i figur 7: 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 for fosfor. Fosforfjerningen øker med økende vannføring, både relativt (figur 7) og spesifikt ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )! Det skyldes selektiv erosjon i nedbørfeltet:

1. Ved økende nedbør øker erosjonen av store partikler og aggregater.
2. Høyere vannføring øker transporten av store partikler til fangdammen.
3. Når erosjonsmaterialet når fangdammen avtar vannhastigheten og jordpartiklene sedimenterer, særlig store enkeltpartikler og aggregater.

Tilbakeholdelsen i fangdammen er kompleks. I virkeligheten avtar fangdammenes renseevne med økende vannføring. Men den negative virkningen av redusert oppholdstid blir imidlertid 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 bekevannet, fordi mer fosfor bindes på partikler og sedimentoverflate. Dette skyldes at likevekten mellom fosfor i vannet forskyves i retning mot mer fosfor på partikler.



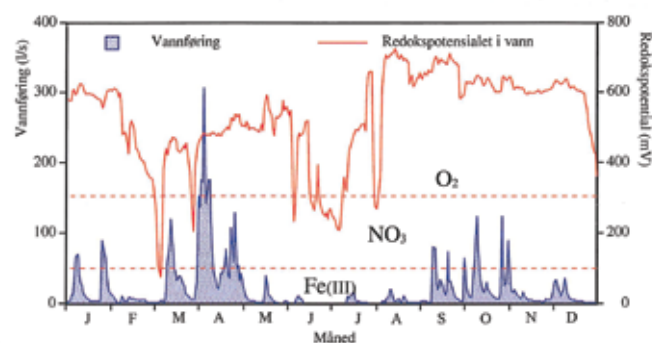
**Figur 7** Tilbakeholdelse av fosfor i fangdammer (etter Braskerud, 2002a). Fangdammers renseevne øker når tilførselen av vann og fosforrike partikler øker (forløpet på tilbakeholdelse av løst fosfor er kun et anslag, beregnet etter Kadlec og Knight (1996) og gjelder våtmarker med svært god renseeffekt).

## 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 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 (Penn m. fl., 2000). 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 lekket 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 tilbakeholdningen.



**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).

Fangdammer har stor evne til å holde tilbake jordpartikler, selv ved høye vannføringer

Foto: Bent Braskerud.



Åpne vannflater er vakkert i kulturlandskapet, men gir dårligere renseeffekt. Fra Gaustad miljøpark i Eidsskog.

Foto: Atle Hauge.



Grunne anlegg gir vannet god kontakt med luft og mulighet for vegetasjon. Plantene tilfører vannet og sedimentet oksygen. Her andemat og brei dunkjevle.

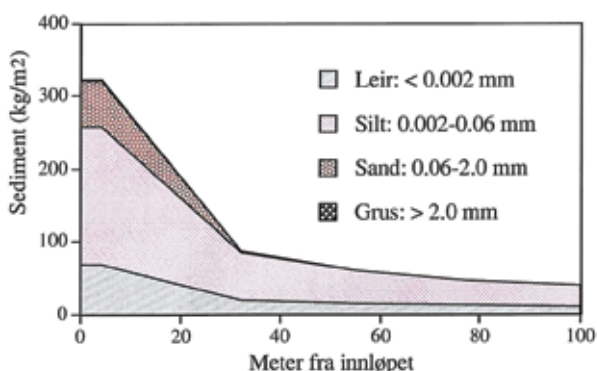
Foto: Bent Braskerud



## 2 Fangdamkomponenter - fangdammens byggeklosser

### Sedimentasjonskammer

Det må alltid bygges et sedimentasjonskammer i fangdammenes innløp (figur 1). Sedimentasjonskammeret holder tilbake grove partikler og aggregater, og kan fylles raskt opp. Kornstørrelsen på partiklene avtar fra innløpet mot utløpet i fangdammen (figur 9).



**Figur 9** Fangdammen Berg består av sedimentasjonskammer og vegetasjonsfilter. Grus og sand holdes tilbake i sedimentasjonskammeret. Resultat etter 6 års drift (etter Braskerud m.fl. 2000).

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. Dybden kan være på 1-2 meter. Det er mulig å tilpasse størrelsen ved å beregne sannsynlig erosjon i nedbørfeltet. Kjennes kornfordelingen i erosjonsmaterialet kan man bruke figur 23 til å beregne tilbakeholdingen.

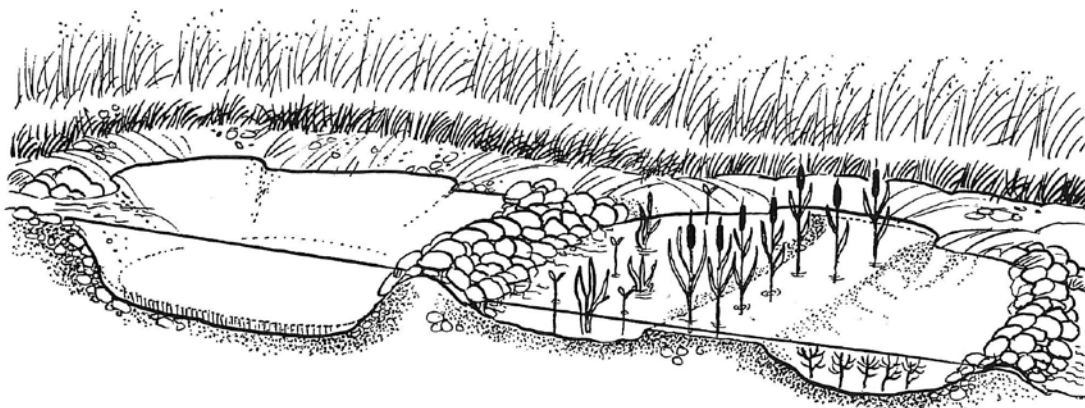
Adkomst for traktorgraver eller gravemaskin for framtidig tømming må sikres ved planleggingen. Regelmessig tømming av sedimentasjonskammeret forlenger levetida til de øvrige filterne og eventuelle permeable terskler. En årlig oppfylling på 20-50 cm har ikke vært uvanlig.

### Vegetasjonsfilter

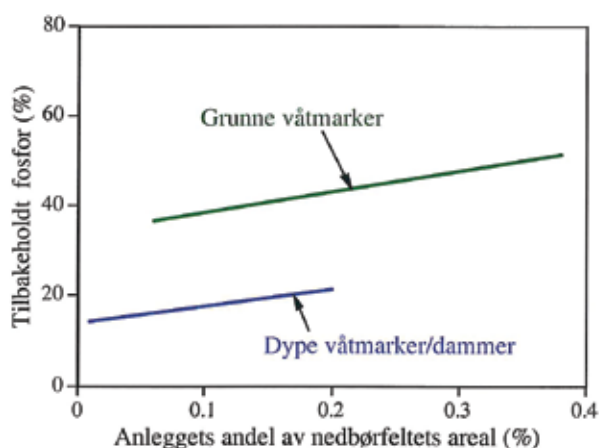
Et vegetasjonsfilter anlegges for at vannet skal kunne filtreres gjennom et vegetasjonsdekke av våtmarksplanter. Dybden kan variere mellom 20 og 50 cm, men må alltid være den samme på tvers av vannretningen, for å unngå kortslutningsstrømmer som reduserer det effektive arealet (figur 10). Vannet vil alltid velge minste motstands vei, dvs. mot dypere partier.

### Dybdens betydning

Allerede i 1904 viste Hazen at overflatearealet var det viktigste dimensjoneringskriteriet for tilbakeholdingen av partikler i dammer. Volumet hadde liten betydning. Det betyr at dybden er lite viktig. 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 dekket av vegetasjon, som gir økt sedimentasjonsoverflate. En sammenligning mellom dype (1-2 m) våtmarker/dammer i Sverige og Finland med grunne anlegg i Norge ble gjennomført for fosfor (figur 11).



**Figur 10.** Dybden i vegetasjonsfilteret kan varieres på tvers av vannets strømningsretning.



**Figur 11** Tilbakeholdingen av fosfor var størst i grunne våtmarker, og økte med tiltakets størrelse i forhold til nedbørfeltet (etter Uusi-Kämpä, m.fl. 2000).

Grunne vegetasjonsdekkede våtmarker hadde dobbelt så høy tilbakeholdning av fosfor som dype våtmarker/dammer. Noe av forskjellen kan skyldes at svenske våtmarker legges i store nedbørfelt. Aggregatene kan i større grad være knust i transporten i bekene. I tillegg kan en større andel av fosforet være løst. Kort sedimentasjonsvei for fosforrike partikler/aggregater er likevel den viktigste årsaken til høyere tilbakeholdning i de grunne anleggene.

## Vegetasjonens betydning

Vegetasjonen har følgende funksjoner mht. rensing av vann for partikler og fosfor:

1. Beskytte sedimentet mot utspyling under flom.
2. Spre vannet under flomvannføring (øke den hydrauliske effektiviteten).
3. Øke overflata for sedimentasjon ved at partikler fester seg til plantedeler.
4. Være overflate for biofilm (lag av alger og bakterier) som kan omdanne forurensinger i vannet.
5. Tilføre oksygen ( $O_2$ ) til sedimentet.
6. Ta opp næringsstoffer i egen biomasse.

Vi har undersøkt pkt. 1, 2 og 6.

I tillegg vil vegetasjonen produsere organisk materiale som kan være viktig i omsetningen av nitrogen og bindingen av pesticider, ha betydning som skjul for vannlevende dyr, øke det biologiske mangfoldet lokalt, og bidra til å gi anlegget et estetisk godt uttrykk.

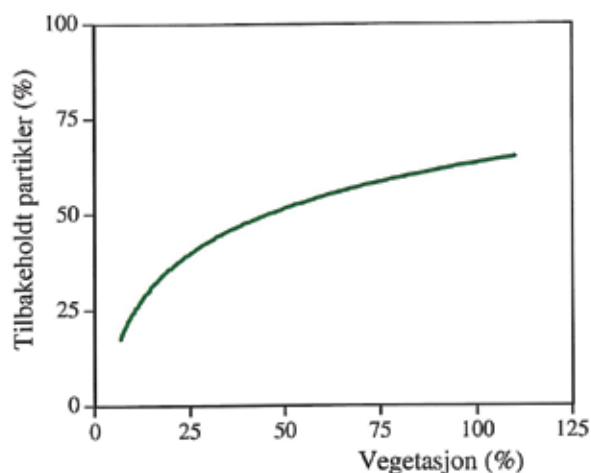
## Beskytte sedimentet mot utspyling under flom

Fangdammene i forsøkene ble beplantet da de ble anlagt. I løpet av 4 år økte vegetasjonsdekningen fra 5 % til over 80 %. Dette fikk konsekvenser for tilbakeholdelsen av partikler. Etter hvert som våtmarksvegetasjonen dekket fangdammen økte tilbakeholdningen av jordpartikler. Dette kunne både sees ved prøvetaking av vannprøver i inn- og utløp av fangdammene (figur 12), og ved prøvetaking av sedimentveksten i vegetasjonsfiltrene (figur 13). Tilbakeholdningen av partikler økte til vegetasjonsdekningen var 60-80 %. Deretter var det andre forhold, som årlig tilførsel av partikler som hadde betydning for tilbakeholdningen.

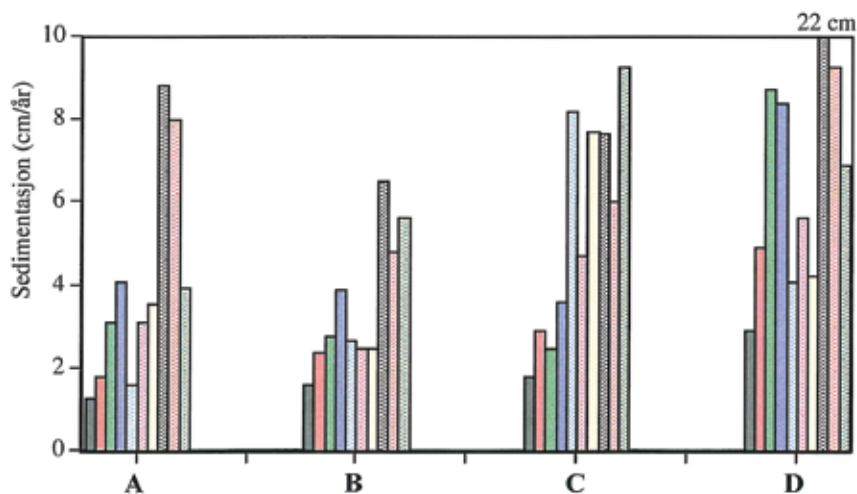
Resuspensjonen (intern flytting og/eller utspyling av sedimentet) gikk drastisk ned i den første femårsperioden (figur 13).

Vegetasjonen beskytter sedimentet ved å redusere vannhastigheten langs bunnen, samt vokse opp over sedimentoverflata hver sommer. Sedimentet gjennomveves av røtter, og om høsten dekker en del råtne blader sedimentoverflata.

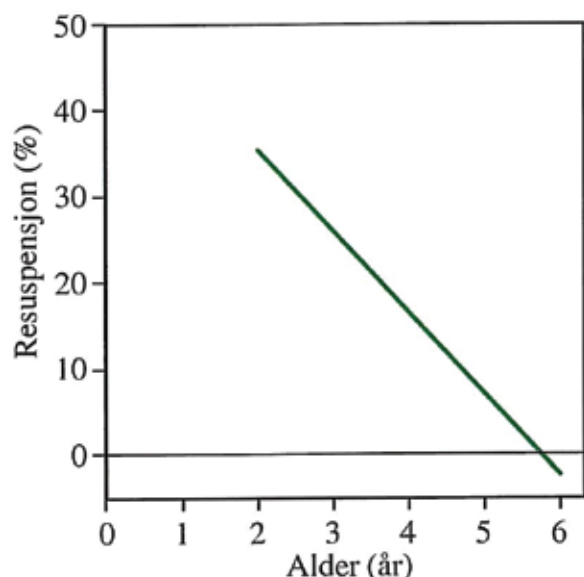
Vegetasjonens evne til å hindre utspyling støttes av resultatene i Lieranlegget. Det hellelagte, vegetasjonsløse arealet (filter 6 i figur 6) hadde ingen fosforrensing, mens det grunne vegetasjonsdekkede filteret (filter 5) virket meget bra. Det hellelagte arealet hadde imidlertid god pesticidfjerning.



**Figur 12** Tilbakeholdingen av jordpartikler økte med vegetasjonsdekning i fangdammene (etter Braskerud, 2001).



**Figur 13** Årlig sedimentasjon i vegetasjonsfiltrene i fangdam A-D over 10 år. Sedimentveksten økte de fire første åra. Deretter var det andre forhold som bestemte tilbakeholdingen (Braskerud, 2001 + upubliserte data).



**Figur 14** Resuspensjon av sediment avtok drastisk med økt vegetasjonsdekning (etter Braskerud, 2001).

## Spre vannet ved høye vannføringer

Ved lave vannføringer vil vannet velge minste motstands veg gjennom vegetasjonsfilteret. Der vegetasjonsdekningen er ujevn vil snikstrømmer kunne opptre. Under slike forhold utnyttes ikke hele fangdamarealet optimalt, dvs. den hydrauliske effektiviteten er under 100 %. En får lettest snikstrømmer i en bred dam. Lange og smale dammer har bedre hydraulisk effektivitet. En sving i fangdammen vil redusere effektiviteten. Heldekkende vegetasjon bidrar til å spre vannet over fangdamarealet. Selv om stengel og bladverk hos mange arter reduseres kraftig i vinterhalvåret, vil det stå igjen rester under vannoverflata som både beskytter sedimentet mot resuspensjon og som påvirker vannstrømmen. I Bergdammen, som har en sving, ble den hydrauliske effektiviteten beregnet til 86 % og 78 % i henholdsvis sommer og vinterhalvåret.

## Opptak av fosfor i egen biomasse og frigjøring ved frost

Våtmarksplanter kan ta opp næringsstoffer direkte gjennom bladverket eller gjennom røttene. Ved opptak gjennom røttene kan vegetasjonen virke som en fosforpumpe, der sedimentert fosfor tas opp i biomassen hvor det seinere kan frigis. Etter vekstsesongen trekker plantene ofte næringsstoff fra bladverket tilbake til rot-systemet.

I september 1992 ble en del våtmarksarter høstet og analysert for fosforinnhold i stengel og blader for å se på mulig fosfortap ved frost. Dette ga også en indikasjon på plantenes mulige opptak av fosfor (Braskerud, 1993). Innholdet av fosfor per gram plante varierte betydelig mellom artene. I vassgro, ryllsiv og vasshår kunne ofte over 0,3 % av tørrstoffet være fosfor, mens sjøsvaks og takrør inneholdt bare 0,1 %. Fosforrike arter gjorde imidlertid lite av seg arealmessig og hadde derfor liten betydning for totalinnholdet i plantebiomassen. Nedenfor er de viktigste artene rangert etter fosforinnhold per m<sup>2</sup>:

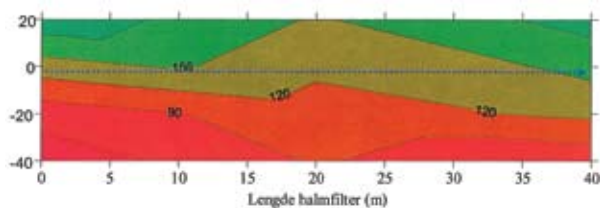
Brei dunkjevle (1,6 g/m<sup>2</sup>) >> kalmusrot, mannasøtgras > vassgro > sjøsvaks, takrør >> elvesnelle > vasshår (0,2 g/m<sup>2</sup>).

Hvis vi som en tommelfingerregel regner med et fosforopptak på 1 gram per m<sup>2</sup>, vil plantenes betydning for fosforopptaket i egen biomasse være under 3 % av den totale fosforfjerningen (jf. tabell 2). Fosforfjerningen økes lite ved å høste vegetasjonen før frost og utfrysing. Vegetasjonens betydning i fangdammen har andre viktige funksjoner, og bør derfor forbli i anlegget.



## Halmfilter; en dårlig løsning

Halm er en lett tilgjengelig ressurs i landbruket. Trolig vil et løst pakket halmfilter med god vanngjennomstrømning kunne holde tilbake en vesentlig mengde jordpartikler. Ulempen er at organisk materiale forbruker oksygen ved nedbryting. Redokspotensialet kan dermed bli svært lavt. Når redokspotensialet blir under ca 180 mV blir jern(III+) på partikkeloverflata ustabil (Patrick 1966). Fosfor bundet til jernet kan da frigjøres. Resultat fra Lieranlegget viser at redokspotensialet blir så lavt at fosforfrigjøring kan skje (figur 15). Halmfilteret var derfor den dårligste renseløsningen for fosfor



**Figur 15** Det gjennomsnittlige redokspotensialet (i mV) i 3 år gammelt halmfilter i Lieranlegget (Filter 8, figur 6) var ofte lavt. Hver linje indikerer en endring på 30 mV. Dybde i cm, 0 indikerer halmfilterets overflate ved lavvannføring (Ref Mark van der Sluijs m.f., 2005).

I løpet av ca 4 år vil den lett nedbrytbare delen av halmen være brukt opp. Da kan halmfilteret fjerne noe fosfor. I Lieranlegget var imidlertid det vanlige vegetasjonsfilteret fremdeles overlegent. Halmfilteret hadde imidlertid god effekt på nitrogenfjerningen og på enkelte pesticider.

## Grus og sandfilter gir gode resultat

Grus og grov sand har stor overflate sammenlignet med vanlig våtmarksvegetasjon. Ved midlere og lave vannføringer kan denne type filtre ha tilstrekkelig kapasitet til å transportere det meste av vannet. Etter hvert som vannføringen øker vil vannet renne på filteroverflaten. Hvis denne er vegetasjonsdekket, vil overflaten fungere som et grunt vegetasjonsfilter. Resultater fra Lieranlegget viser at grovt sandfilter (filter 1, figur 6) gav den beste fosforfjerningen sammenlignet med de øvrige filterløsningene. Det hadde dessuten den beste virkningen på løst fosfor. Vannstrømmen gjennom filteret var alltid god. Redokspotensialet var derfor høyt og alltid over 210 mV. Denne typen filterløsninger vil imidlertid slemmes igjen av partikler i vannstrømmen. Grus/sandfiltre må alltid legges seint i fangdammen slik at andre fangdamkomponenter kan fjerne det meste av partiklene i vannet.

Bruk av Leca eller skjellsand vil ha en tilsvarende eller enda bedre effekt enn grus- og sandfilteret på grunn av høyere pH.

## Algefilteret er ustabil

Alger er effektive fosforfjernere under gode forhold om sommeren. Få timer i en fangdam kan fjerne det meste av det løste fosforet (Roger Roseth, 2005). En dam med fiskegam for optimal algevekst ble prøvd ut i Lieranlegget (Blankenberg, 2006). I perioder var fosforfjerningen meget god, særlig fjerningen av algetilgjengelig fosfor. Metoden er imidlertid arbeidskrevende, fordi algene må fjernes når algedekket blir så tett at topplaget skygger underliggende alger, og før algene dør og frigjør fosforet igjen. Det var også ustabil, fordi plutselige tap av pesticider fra nedbørfeltet kunne drepe hele algesamfunnet, med påfølgende frigjøring av fosforet. Samlet sett gav algefilteret en lavere fosforfjerning enn et vanlig vegetasjonsfilter.

## Overrislingssonen tilfører vannet oksygen

Ønskes mer oksygen inn i vannet kan det anlegges overrislingssoner. Vanddybden kan variere mellom 0 og 10 cm. Fangdammen Grautholen har 3 overrislingssoner. Ved lav vannføring var tilbakeholdelsen av partikler god i denne sonen. Trolig er sonen egnet for sedimentasjon av små partikler med lav sedimentasjonshastighet fordi dybden er ekstremt liten. Når vannhastigheten blir høy vil det kunne erodere i sonen. Av den grunn skal det alltid være et eller flere vegetasjonsfiltre etter en overrislingsone.

Overrislingssonen tilplantes med næringskrevende grasarter som f.eks. strandrør. I store nedbørfelt (større enn 1 km<sup>2</sup>) kan det være nødvendig å steinsette overrislingssoner for å unngå erosjon.

Tersklene i fangdammer skal være slake, og de vil virke som en overrislingsone. Ofte vil terrenget kreve en viss avstand mellom fangdamkomponentene. Bekken vil da kunne fungere som en overrislingsone, og oksygen vil blandes inn. Sedimentasjon av små partikler er imidlertid dårligere i bekken enn i grunne, brede og flater overrislingssoner anlagt i fangdammen.

Valget av grunne vegetasjonsfiltre/overrislingssoner støttes av undersøkelsene i Lieranlegget (fig.6). Fjerningen av fosfor var noe høyere i filter 5 enn i filter 4 (referansen).

## Fugledam

Næringsrike jordbruksbekker kan bli gode matfat for vade- og andefugler når vannet ledes inn i fangdammer. Hekking kan stimuleres ved bygging av holmer. I fangdammer med dårlig form, kan holmene gis en utforming slik at vannstrømmen styres og arealet utnyttes bedre (jf. figur 25-3). Øyer bør ligge i åpent vannspeil (vanndybde på over en meter). La holmen og vegetasjonsfiltrert gro til med vegetasjon for skjul og til rede.

Det er uvisst om tilrettelegging for fugl påvirker fangdammenes renseevne. Opptak av næringsstoffer gjennom beiting på planter og dyr vil være positivt. Forstyrning av sediment og produksjon av ekskrementer er negativt. Fugledammer bør plasseres sentralt eller tidlig i anlegget, slik at eventuelle næringstap kan fanges inn igjen. Mer informasjon finnes i "Dammer i kulturlandskapet" av Vedum m.fl. (2004).

## Sidekanter må være stabile

Sidekantene må ha fall i forholdet 1:2 eller slakere. Dette gjøres for å unngå utrasing, hindre fallulykker med barn, samt for å forenkle fuglers adkomst til vannet. Ideelt sett skulle sidekantene være minst 1:4. Slake kanter vil øke damstørrelsen og gi store, grunne areal under flomvannføring, noe som er gunstig for tilbakeholdingen av partikler. Sidehellingene tilsås med gras, og i tillegg et 1-2 meter bredt belte langs dyrka mark.

Solinnfall i fangdammen sikrer høy renseseffekt og gode levevilkår for flora og fauna. Sidekanter mot sør må helst holdes fri for trær som skygger og gjør vannet kaldere. På nordsiden vil trær virke som "solfangere", gi ly mot vind og øke temperaturen i vannet.

## Terskler

Fangdammer har ofte flere terskler. Den viktigste funksjonen for tersklene er å redusere behovet for utgraving av masse ved anlegging, og slik få billigere anlegg. Tersklene skaper vannspeil, bidrar til å spre og styre vannstrømmen, bringer inn oksygen i vannmassene, er gode passeringsteder over bekken, samt hindrer erosjon i bekkleiet.

Tersklene er fangdammenes sårbare punkt. Riktig utformet er de nesten vedlikeholdsfrie. Det er sjelden problem med terskler der vannets fallhøyde er mindre enn 50 cm og nedbørfeltet mindre enn 1 km<sup>2</sup>. Det skyldes lav fallenergi og liten vannføring. Det er ved store høydeforskjeller mellom vannspeilet oppstrøms terskelen og vannspeilet og bekkebunnen nedstrøms at en får de største konstruksjonsmessige utfordringene både med tetting og med erosjonssikring. En bør unngå høydeforskjeller på mer enn 1,5 meter pga. vedlikeholdsbehovet.

## Jordterskel og permeabel terskel brukes for fallhøyder på inntil 0,8 meter.

Skjeformet terskel brukes for fallhøyder på 0,5 - 1,5 meter. Spredeterskelen er en variant av den permeable terskelen.

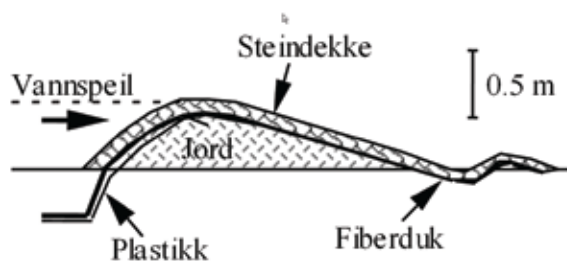
Det er mulig å kombinere terskeltypene. Spredeterskel kan for eksempel kombineres med lave jordterskler. Steinblokker settes da på jordterskelens krone. En får da en oppdemming, samt en oppstuvningseffekt ved flom.



Figur 16 Permeable terskler vil kunne dempe vanngjennomstrømmingen i anlegget Foto: Rune Bakke.

## Jordterskelen

Jordterskelen er den vanligste typen. Den består av en kjerne med jord, helst leire, dekket med fiberduk og plastret med grus (2 mm-6 cm), stein (6-20 cm) og blokk (større enn 20 cm). Hvis jordkjernen ikke inneholder leire som kan tette for vanngjennomstrømming, kan landbruksplast legges på terskelens oppstrømside og over topp-punktet (terskelkronen). Fiberduken legges direkte over. Den tette kjernen sørger for oppdemming. Fiberduken hindrer erosjon i jordkjernen og overdekningen beskytter fiberduken mot skade og sollys. Fiberduk og plast festes oppstrøms terskelen ved å grave en grøft på tvers av vannretningen, parallelt med jordkjernen (se fig.17). Grøfta må graves dypere enn den gamle bekkébunnen for å hindre vannstrømming gjennom det gamle bekkleiet. Overløpet fra terskelkronen og ned til neste fangdamkomponent, bør ha et fall på 1:5 eller slakere (0,5 meter fallhøyde gir minimum 2,5 meter langt overløp).



Figur 17 Jordterskel

## Skjeformet terskel

Skjeformet terskel kan anvendes der fallhøyden mellom to fangdamkomponenter blir 0,5 - 1,5 meter. Vannet strømmer over terskelkrona før det samles i en fordypning i "skjebladet", for deretter å renne videre i et smalere løp ("skjeskaftet"). Terskelen ligner 2 jordterskler, men fallet nedstrøms bør være 1:10 eller slakere (1,5 meter fallhøyde gir 15 meter langt overløp). Overdekningen må dessuten være nøyere formet, pga. større fallhøyde og vannhas-tighet.

## Permeabel terskel

Stofftransporten er størst ved flommens startfase (jf. figur 2), og en kortvarig oppdemming vil fremme sedimentasjonen. En permeabel terskel består av en kjerne med grov grus (2-6 cm) og stein, overdekket med større stein og blokk. Terskelen hviler på en fiberduk som hindrer at steiner synker ned i undergrunnen, og at vannet graver i jorda under. Ved lavvannføring vil vannet renne gjennom terskelen, og komme i kontakt med biofilmen som utvikler seg på grusen i kjernen. Hvis grusen er jevnt fordelt, vil vannet fordele seg i hele terskelens bredde. Gruskjernen kan legges i nett (gabioner) hvis konstruktøren mener stabiliteten må bedres.

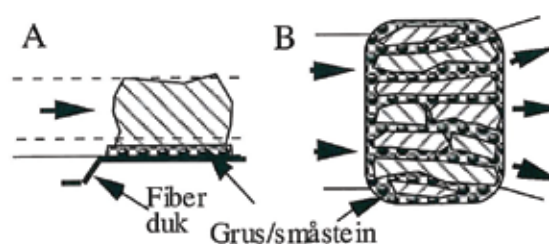
I bekker med stor partikkeltransport, vil den permeable terskelen tette seg etter hvert. Denne terskeltypen bør ikke legges rett etter sedimentasjonskammeret. Vi har erfaring med at organisk materiale kan tette terskelen midlertidig. Ved høy vannføring vil vannet renne av på terskelens overside. Fisk vil kunne ha problem med å passere denne terskelen.

Permeable demninger med høyde mellom 0,3 og 0,7 m bør dimensjoneres i tråd med anbefalinger publisert av Hagman m. fl. (1996), for å oppnå permeabilitet som fungerer etter intensjonen i hele spekteret fra lavvannføring til flom. Anbefalingene kan oppsummeres i følgende formel for demningens bredde, B (m) og diameteren på steinene i demningens kjerne, D (mm) i forhold til normalvannføringen, Q (m<sup>3</sup>/time):

$$B * D = 3,5 * Q$$

## Hoppeterskelen

Hoppeterskelen er også en permeabel terskel, og demmer bare vann ved flomavrenning. Store steinblokker settes på langs med vannretningen med 2 til 20 cm mellomrom, avhengig av ønsket oppstuvning (figur 18). Hoppeterskelen kan f.eks. settes i innsnevninger i fangdammen. Steinene kan rettes slik at vannstrømmen styres som en vifte ut i neste fangdamkomponent (jf. figur 25-2). Steinene tjener dessuten som klopp for passering av fangdammen og sittestein for fugl. Blokkene settes på en fiberduk dekket med grus/småstein.



Figur 18 Hoppeterskelen vil kunne bremse vanngjennomstrømmingen hvis steinene settes tett. Terskeltypen gir mulighet for å spre vannstrømmen og for å krysse anlegget til fots (B).

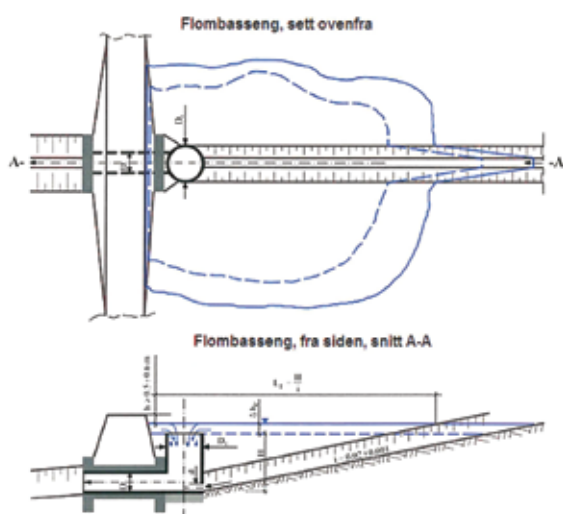
## V-overløp

V-overløp kan anlegges i tette terskler, og dette muliggjør vannføringsmålinger. En bruker da vanligvis en treplate som terskel. Hvis vinkelen på overløpet er kjent (vanligvis 90 eller 120 grader), og kanten skarp, vil en kunne måle vannføringen ved å måle vannhøyden.

## Demping av flomvann

V-formede terskler eller smale terskler vil heve vannstanden ved flom, og kan på samme måte som de permeable tersklene dempe flomvannføringen hvis fangdammens areal er stort. I tillegg vil sedimentasjonen av partikler fremmes. I sedimentførende vassdrag er jorddemning med hoppeterskel, eller dam av stein bygget med V-form aktuelle. Disse terskeltypene tettes ikke av partikler.

I andre land brukes av og til styrtbrønner. Dette er rørmedløp med stor dimensjon som ledes gjennom terskler med relativt stor høyde. De kan også brukes for å heve vannspeilet ved flomvannføring, mens normalvannføring går gjennom et mindre rør.



**Figur 19** Styrbrønn brukt for å maksimere flomdempingseffekten av en terskel. (Paruch J. m. fl. 2001).

Smale terskler gir stor, midlertidig oppdemming av fangdammen oppstrøms. Det kan gi problem for grøfteutløp oppover i bekken. Der en ønsker liten vannstandsøkning ved flomvannføring kan bredde på damkronen beregnes på følgende måte (Jf. veileder 02-06, NVE, om "Små dammer" på [www.nve.no](http://www.nve.no)):

$$B = Q / (C * H^{3/2})$$

Der B er ønsket bredde i m, Q er vannføring i m<sup>3</sup>/s, C er en overløpskoeffisient (ofte 1,4-1,5) og H er økningen av høyden på vannspeilet oppstrøms terskelen i meter.

Eksempel: Q ved flom er 6 l/s/ha. Det gir en avrenning på 0,9 m<sup>3</sup>/s i et nedbørfelt på 1,5 km<sup>2</sup>. Hvis vannoppstuvningen ved flom skal være maksimalt 20 cm oppstrøms terskelen, må bredden være minst  $(0,9 / (1,5 * 0,2^{1,5})) = 6,7$  meter.

## Plastring med stein

Steinsettingen blir mest stabil dersom en starter nedenfra og fortsetter opp mot terskelkrona fra begge sider. En blanding av grus, stein og blokk (2 mm til 60 cm) er ofte ideelt. Legg først på stein og blokk. Fyll småstein, grus og sand mellom blokkene. Små partikler havner nederst mot fiberduken, og gir denne beskyttelse. Store steiner beskytter mindre steiner mot utvasking. Sand, grus og små stein mellom større steiner tvinger vannet til å renne på overflata av terskelen. Erfaring tilsier at stein større enn 20 cm bør benyttes som overdekning, selv om nedbørfeltet er lite. Sprengingsstein ligger mer stabilt enn naturlig avrundet stein, men er ikke like vakker. Over tid vil vegetasjon etablere seg i terskelen og gi den et naturlig preg.

## Fiberduk

letter konstruksjonsarbeidet, og må alltid benyttes i overgangen mellom jord og stein. Fiberduken slipper igjennom vann, men ikke jordpartikler. På den måten forebygges erosjon. Fiberduken tåler imidlertid ikke sollys over lengre tid og må dekkes med grus, stein eller blokker. Belastningen på fiberduken kan bli stor under arbeidet med overdekningen. Det må derfor benyttes duk av høy kvalitet (bruksklasse III eller IV).

## Tersklens skilleshæl

Tersklens svakeste punkter er foten nedstrøms, og overgangen mellom sidekant og terskel.

I terskelfoten kan vannet grave ut løsmassene under steinene som beskytter terskelen. Hvis jorda forsvinner, vil nederste stein rase ut. Dette kan forplante seg videre til neste osv. Terskelfoten bør bestå av stor stein, som graves ned til under bunnen i bekken. Det anbefales dessuten å legge store steiner som energidreper, eller et lite motfall i terskelfoten. Motfallet bør være ca. 1/3 av fallhøyden. I bekker med vandringsfisk kan motfallet lages dypere.

I overgangen mellom sidekant og terskel kan vannet finne vei og begynne å erodere. Dette forebygges lettest ved å grave en grøft inn i sida oppstrøms terskelen. Grøfta skal gå et stykke opp i hver sidekant (minst 20 cm over forventet vannspeil ved maksimal vannføring). Fiberduk og eventuelt plast legges i før grøfta fylles igjen.

Tilstreb lave terskler, og lag heller flere lave dersom fallet er stort. De lave tersklene er lette å anlegge, er passeringsvennlige for fisk og krever lite vedlikehold. Ved terskelhøyder på mer enn 80 cm og nedbørfelt på mer enn 2 km<sup>2</sup>, kan Norges Vassdrags- og Energidirektorats (NVE) regionkontor kontaktes for veiledning (se veileder 02-06, NVE, om "Små dammer").



Terskler må ha steinoverdekning som tåler stor vannføring  
Foto: Bengt Tovslid

## Fisk som vandrer

### Fiskens frie gang

Ofte er nedbørfelt med fangdammer så små at det sjelden er fisk. I bekker med vandringsfisk, må damkronen utstyres med fiskepassasje. Fisk kan passere terskler som har en forsenkning der vannet strømmer ved lavvannføring. Ved et vannstandsprang på mindre enn 60-70 cm vil fisken kunne passere dersom terskelen har en forsenkning, og hellingen i terskelfoten nedstrøms holdes slak.

Ved større sprang, opp til 1,5 m, må fiskepassasjen ikke være brattere enn 1:20. Fiskepassasjen kan da legges inne på land utenom selve terskelen, og renna utstyres med friksjonselementer av stor stein for å redusere vannhastigheten. Skal passasjen være i terskelen må vannspranget avtrappes i to eller tre trinn som kulper i renna. Kulper som bygges i avstand på 5 m og med en fordypning på ca 50 cm vil kunne gi tilfredsstillende forhold.

Det kan ikke anlegges permeable terskler eller filtre som tar hele vannstrømmen hvis en har vandrende fisk. En permeabel terskel eller et filter må i så tilfelle ha en kortslutningsstrøm som tar deler av vannstrømmen, slik at det er mulig for fisk å passere. Er en i tvil om løsning vil Fylkesmannens miljøvernavdeling eller Direktoratet for naturforvaltning kunne gi råd.

### Gyteplasser

Fangdammer er gode partikkelfeller og kan redusere igjenslammingen av gyteplasser andre steder i bekken. En fangdam i seg selv er vanligvis ikke en god gyteplass for fisk. Den lave farten på vannet i fangdammen er ment å gi sedimentasjon av finpartikler. Eventuelle steder med grus som bunnsstrat vil tilslammes.

Arter som ørret trenger frisk vannstrøm og grus for å kunne gyte. Dersom ørret skal gyte i selve dammen må en tilrettelegge områder med sterkere strøm, og legge på et lag med grus som passer som gyteplass. Dette vil en kunne ha nedstrøms tersklene som anlegges.

Tradisjonelt anses fisk å være konkurrent til amfibier. Terskelens utforming kan benyttes som stengsel mot fisk, der en ønsker frosk og salamander.

## Vanningsdam

Det er mulig å kombinere vanningsdammer med fangdammer. I utgangspunktet er ikke en vanningsdam en fangdamkomponent. Den er for dyp, og tappinger av vanningsdammen vil "ødelegge" det naturlige preget en fangdam skal ha.

Tømming av vanningsdammer som er koblet til bekkestrengen, kan stoppe all vannføring nedstrøms. Dette vil få konsekvenser for dyre- og plantelivet i bekken. Anleggene bør plasseres parallelt med bekken/fangdammen, gjerne etter sedimentasjonskammeret. En terskel mellom f.eks. sedimentasjonskammer og vanningsdam vil sørge for at minstevannføringen passerer uhindret gjennom fangdammen. Ved høyere vannføring vil vanningsdammen også tilføres vann. Sedimentasjonskammeret vil hindre sedimentasjon i vanningsdammen. For å oppnå god vanngjennomstrømning må vanningsdammen ha et utløp. Utløpet kan kobles til fangdammen lengre nede.

Vanningsdammen vil redusere stofftransporten, fordi oppholdstida økes under flom. Dammen kan gi plass for utvikling av vannkrevende flora og fauna. Den bør i så fall ikke tappes helt tom. Be Fylkesmannens miljøvernavdeling om å gi en vurdering av resipientens sårbarhet mhp. lavvannføring. Saken må dessuten oversendes NVE for konsesjonsbehandling.



Permeable terskler kan fungere som vandringshindre for fisk, men er til glede for amfibier. Foto: Bengt Tovslid.

## 3 Plassering og dimensjonering av anlegget

**Å skaffe seg kunnskap om nedbørfeltet er første steg i planleggingsprosessen. I dette kapitlet viser vi hvordan nedbørfeltet påvirker hydrologien og rensesultatet.**

### Hvor skal fangdammen plasseres?

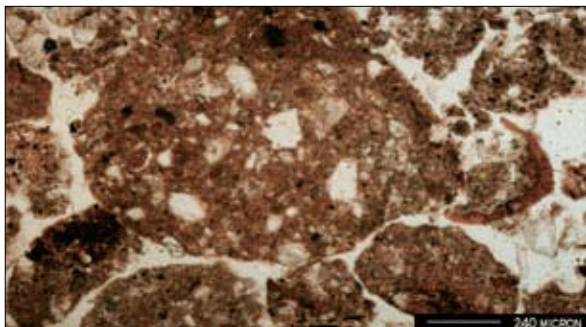
Terrenget er den faktoren som vanligvis bestemmer fangdammens størrelse og utforming. Befaring i felt sammen med grunneier/prosjekteier er nødvendig for å finne aktuelle fangdamlokalteter. Søk å finne mer enn en plassering. Det gir kreativiteten større rom. Fangdammen kan deles opp slik at terrenget og aktuelt areal utnyttes optimalt.

Vanligvis legges fangdammen i bekkestrengen, etter en bekkelukking eller ved utløpet av et grøftesystem. For grunneieren vil plassering i utmark vanligvis være mer ønskelig enn på innmark, men bruk av dyrka mark kan også være aktuelt, for eksempel ved å grave opp deler av en bekkelukking.

### Avstand til kilden

Det viktigste er å legge anlegget nær kilden til forurensingene, som dyrka mark og bebyggelse. Prøv å unngå å få reinere skogsvann inn i anlegget. Det reduserer renseseffektiviteten og vil kreve et større anlegg enn om vannet kommer fra dyrka mark alene. Vanligvis skal fangdammen være på minst 0,1 % av nedbørfeltets størrelse.

Ved transport brytes aggregatene ned. Aggregatene i fangdamsedimentet er avrundet sammenlignet med aggregatene i matjorda (sammenlign figur 3 med figur 20). Det er viktig å hindre oppbrekking av aggregatene som tapes fra dyrka mark. Kort transportveg fra landbruksareal til fangdam er ønskelig.



### Lavt forventet jord- og fosfortap

Generelt bør man vurdere om en fangdam er riktig renseløsning. Hvis andelen dyrka mark i nedbørfeltet er under ca 10 %, kan jord- og fosfortapet være så lavt at en investering i fangdam er lite kostnadseffektivt. Vi vil da foreslå økt vekt på andre renseløsninger som grasdekkede vannveger og vegetasjonssoner, eller lage en liten fangdam i nærheten av jordene.

Et eksempel anskueliggjør problemstillingen: Rundt Akersvannet ble det anlagt 11 fangdammer i tilløpsbakkene. Det var beregnet at ca 475 kg fosfor måtte fjernes årlig for å oppnå ønsket vannkvalitet. Fangdammene alene fjernet  $\frac{2}{3}$  av fosforet. En nærmere analyse av tiltakene viste at 1 fangdam stod for 59 % av fosforfjerningen, mens 3 anlegg stod for mindre enn 1 % hver (Bach m.fl., 2003). Lave tilførsler til de tre anleggene bidro til lav andel av den totale rensingen, selv om andelen dyrka mark var over 10 % i alle nedbørfeltene. Økt fosforfjerning kunne vært oppnådd hvis investeringene hadde vært dreid mot økt innsats i de bekkene som hadde store tilførsler.

### Hvor stort er nedbørfeltet?

Når plasseringsalternativene er funnet skal nedbørfeltets størrelse finnes. Kjennskap til størrelsen er nødvendig for å finne anbefalt minstestørrelse på anlegget. Dette gjøres ved å tegne og måle nedbørfeltet på kart. Erfaring viser at skjønsmessige anslag i felt nesten alltid er feil.

Grunneier eller landbrukskontoret har oversikt over drenering og bekkelukking. Det er ikke alltid kotene som gjelder når avrenningen i menneskepåvirkede nedbørfelt skal bestemmes.

Vi anbefaler at nedbørfeltene er under 3 km<sup>2</sup> per fangdam av rensetekniske og sikkerhetsmessige årsaker.

**Figur 20** Aggregatene i fangdamsedimentene er avrundet etter transport i vassdraget. Foto T. Sveistrup.

## Vannmengdene øker med nedbørfeltets størrelse

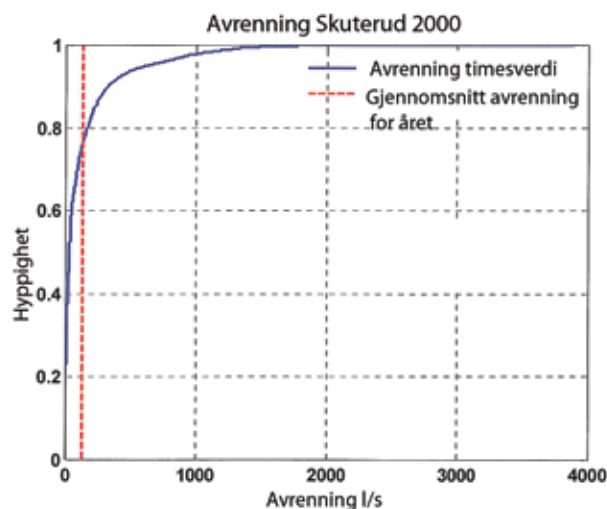
Når nedbørfeltet er kjent kan gjennomsnittlig avrenning (middelavrenningen) finnes. NVE har utgitt kart med middelavrenning i Norge. Gå inn på [www.nve.no](http://www.nve.no) (eller [www.senorge.no](http://www.senorge.no)) og trykk på NVE atlas og finn stedet. Trykk av for avrenningslinjer eller avrenningspunkter. Avrenningslinjer er koter som viser avrenning, og oppgis som liter per km<sup>2</sup> per sekund. Avrenningspunktene er i mm avrenning per år. Når nedbørfeltets størrelse er kjent, er det enkelt å finne middelavrenningen.

### Middelavrenning

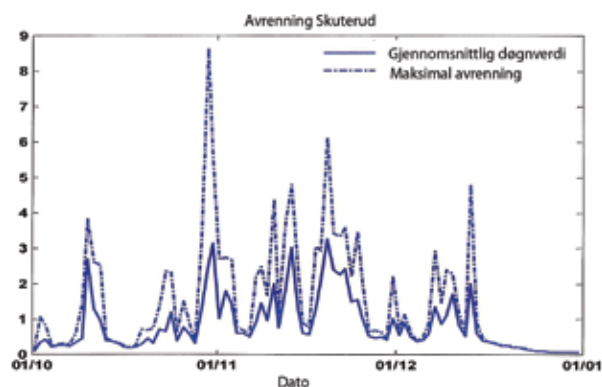
Et nedbørfelt er 1500 dekar (150 hektar eller 1,5 km<sup>2</sup>). Nedbørfeltet ligger mellom avrenningslinje 14 og 16 l/s/km<sup>2</sup>. Vi velger 15 l/s/km<sup>2</sup> som middelavrenning og får (15 l/s/km<sup>2</sup> \* 1,5 km<sup>2</sup> =) 22,5 l/s. Dette tilsvarer 1944 m<sup>3</sup> i døgnet. Alternativt kan avrenningspunkter benyttes. I vårt eksempel ligger avrenningspunktene 475 og 499 mm/år i feltet. Vi velger 487 mm/år, som gir (0,487 m/år \* 1500000 m<sup>2</sup> nedbørfelt =) 730500 m<sup>3</sup>/år. Dette tilsvarer 2001 m<sup>3</sup> i døgnet. Usikkerheten i avrenningen i NVE atlas er oppgitt til ±20%, så vi velger å bruke 2000 m<sup>3</sup>/døgn i de videre beregningene.

Flomstørrelsen øker også med nedbørfeltets størrelse, men den spesifikke avrenningen, avrenning per overflateenhet (l/s/ha), avtar når nedbørfeltet øker. Fangdammer legges vanligvis i relativt små nedbørfelt, og kan få høye flomtopper med høy spesifikk avrenning.

Bioforsk har 13 stasjoner som måler avrenning i vanlige jordbruksområder rundt om i landet. I figurene 21 og 22 vises eksempler fra Skuterud, som ligger i Ås i Akershus, der gjennomsnittlig årsavrenning sammenlignes med timeverdier. Nedbørfeltet er på 450 ha. En ser her at det er svært stor forskjell mellom maksimalflom og gjennomsnittlig årlig avrenning. En ser også at det er stor forskjell på timeavrenning og døgnavrenning, med eksempelet fra år 2000 fra samme stasjon. Maksimal døgnavrenning er på rundt 3 l/s/ha, mens absolutt maksimum er nærmere 9 l/s/ha.



**Figur 21** Kumulativ hyppighet av timesverdier for spesifikk avrenning i forhold til gjennomsnittlig årlig avrenning, Skuterud nedbørfelt, 2000



**Figur 22** Maksimum og døgnverdi for spesifikk avrenning fra Skuterud, 1.10.2000 – 1.1.2001

**Tabell 3. Observert spesifikk avrenning, høyeste gjennomsnittsverdier og absolutt maksimum for 8 jordbruksnedbørfelt i 15 år. (l/s/ha)**

Nedbørfelt	Nedbørfelt ha	MHQ_day <sup>(1)</sup>	HQ_day <sup>(2)</sup>	År	MHQ_hr <sup>(3)</sup>	HQ_hr <sup>(4)</sup>	År
Høgfoss	29500	1.3	1.8	1999	1.5	2.3	1999
Skas-Heigre	2830	1.6	2.2	2005	1.7	2.4	2005
Hotran	2000	4.9	7.2	1998	8.5	11.8	1998
Mørdre	680	1.7	4.4	2004	2.8	7.9	2004
Skuterud	450	2.9	4.5	1994	5.7	9.5	1999
Kolstad	308	1.4	2.0	1999	2.4	4.6	1996
Volbu	166	1.0	1.6	1993	1.7	3.7	1999
Naurstad	140	6.0	10.2	1998	10.5	15.8	1995

1 -MHQ\_day, gjennomsnittsmaksimum basert på døgnavrenning i perioden 2 -HQ\_day, observert maksimum døgnavrenning

3 -MHQ\_hr, gjennomsnittsmaksimum basert på timeavrenning i perioden 4 -HQ\_hr, observert maksimum timeavrenning

Store vannmengder kan ødelegge komponenter i fangdammer. Krav til steinsetting av terskler og annen erosjonssikring øker med flomvannføringen. Dette er en av årsakene til at vi anbefaler anlegging i felt på under 3 km<sup>2</sup>. Hvis maksimal spesifikk flomavrenning er ca 10 l/s/ha i eksemplet over (Boks 1, side 23), vil tiårsflomtoppen kunne bli 1500 l/s. Økes nedbørfeltet til det dobbelte er flomtoppen 3000 l/s. En ser av tabell 3 at flere av JOVA-feltene har hatt perioder med spesifikk avrenning på ca 10 l/s/ha og over. Av de stasjonene som har lav flomavrenning, har Høgfoss et svært stort nedbørfelt, Skas-Heigre har et pumpeanlegg som reduserer flomstørrelsen og Volbu ligger i et svært tørt område ved Fagernes.

**Tabell 4.**

Nødvendig steinstørrelse i forhold til dimensjonerende flom.

Flomstørrelse pr. løpende	Nødvendig midlere steindiameter terskel
0 - 0,5 m <sup>3</sup> /s	0,20 m – 15 kg
0,5 – 1 m <sup>3</sup> /s	0,35 m – 75 kg
1,0 – 2,0 m <sup>3</sup> /s	0,50 m – 200 kg

## 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 (kg/m<sup>2</sup>) med økende fangdamstørrelse. Det betyr at renskostnaden øker med størrelsen. Det finnes mao. en optimal fangdamstørrelse 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 er nødvendig for å halvere innholdet av LRP i landbruksbekker (Reinhardt m.fl., 2005).

Det generelle kravet til fangdamstørrelse i Norge er at den bør være over 0,1 % av nedbørfeltet. Enkelte regioner krever imidlertid minst 0,2 %, andre minst 0,3 %. I andre land kan kravet være over 1 %!

Det er mulig å beregne fjerningen av enkelte kornstørrelser ved hjelp av figur 23. 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 23 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.

I Berg forventet vi ca 17 % fjerning av kornstørrelse på 0,002 mm (2 µm), men vi observerte fjerning på 57 % (rødt punkt i figur 23)



Det skyldes at leira kom som aggregater. I Kinn var tilbakeholdningen av leire også høyere enn forventet, men lavere enn i Berg. En betydelig del av dyrka mark i Kinn er planert. Planeringer har dårligere aggregatstabilitet enn uplanert jord (Lundekvam og Skøyen, 1998). Små og dårlige aggregater er trolig viktigste årsak til lavere tilbakeholdning av leire i Kinn.

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 der fangdam med planert areal i nedbørfeltet (C) har lavere tilbakeholdning enn den uten (A) (Jf. tabell 2, side 11).

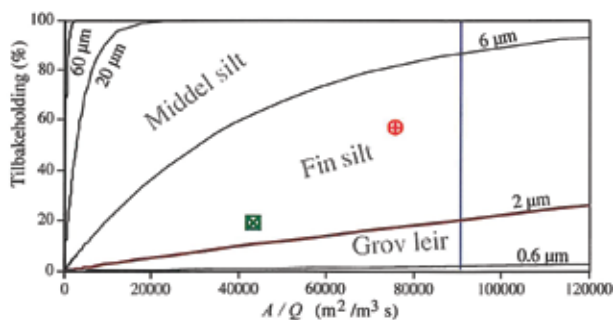


Større dammer har sjeldnere behov for tømning. Bilde viser et oppfylt sedimentasjonskammer. Foto: Bent Braskerud.

### Beregning av partikkelfjerning i fangdammer.

En fangdam på 2100 m<sup>2</sup> (A) mottar i gjennomsnitt 2000 m<sup>3</sup>/døgn (Q), dvs. 0,023 m<sup>3</sup>/s. Vi finner invers hydraulisk belastning (A/Q): 2100 m<sup>2</sup> / 0,023 m<sup>3</sup>/s ≈ 91000 s/m.

Ved å gå inn fra A/Q-aksen (blå linje) 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, men resultatene fra Berg og Kinn kan antyde virkingen gitt henholdsvis uplanert og planert felt.



**Figur 23** Tilbakeholdning av partikler med ulik 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 tilbakeholdning av leire i Berg, grønn firkant i Kinn (etter Braskerud, 2003).

## Partikkeltapet bestemmer størrelsen på sedimentasjonskammeret

Fangdammer er laget for å utnytte sedimentasjonsprosessen optimalt. Anlegget skal fylles med næringsrikt erosjonsmateriale fra dyrka mark. For å få riktig størrelse og unngå hyppige tømninger av anlegget, er det nødvendig å anslå mengdene som tilføres anlegget. Erosjon fra dyrka mark vil variere med:

- jordart (silt eroderer lettest)
- arealets helling (tapet øker med bratthet og lengden på jordet)
- intern topografi (erodert jord kan sedimentere på flate areal)
- dyrkingssystem (gras og vårpløying av korn gir minst tap)
- tiltak som er gjort for å redusere jordtapet (for eksempel vegetasjonssoner)

Program for jord- og vannovervåking (JOVA) har registrert gjennomsnittlige årlige jordtap i størrelsesorden fra 10-300 kg/dekar fra arealer med ulike produksjonssystemer (Bechmann et al., 2008). Som nevnt tidligere kan enkelte år overgå maksimumsverdien i betydelig grad.

Norsk institutt for skog og landskap har kart over potensielt jordtap ved høstpløying, ofte kalt erosjonsrisikokart. Kartene kan bestilles over internett: [www.skogoglandskap.no](http://www.skogoglandskap.no)

Det faktiske tapet er svært vanskelig å beregne. Erosjonen oppgis derfor i 4 erosjonsrisikoklasser uten informasjon om jordtapet i hver klasse. Som rettleiende norm kan imidlertid tapstallene benyttes i tabell 5.

Tabell 5. Beregnet årlig jordtap ved høstpløying ved erosjonsrisikoklasse 1-4.		
Klasse	Beregnet jordtap,	kg/dekar/år
1	Liten	0-50
2	Middels	50-200
3	Stor	200-800
4	Svært stor	>800

Ofte er det foretatt annen jordkultur enn høstpløying. Tapstallet reduseres derfor med følgende faktorer: (Tabell 6)

Tabell 6. Driftspraksisens betydning for å redusere jordtapet.	
Driftspraksis	C-faktor
Høstpløyd, høst Korn etter pløying	1,0
Svært lett til tung høstharving	0,4-0,7
Stubb + direktesådd høst Korn	0,2
Stubb + vårpløyd og sådd	0,15
Stubb + Korn med gjenlegg, fangvekster	0,1
Hestebeite med betydelige tråkkskader	0,5
Flerårig eng	0,05
Golfbane eller permanent gras	0,03
Ute av drift	0

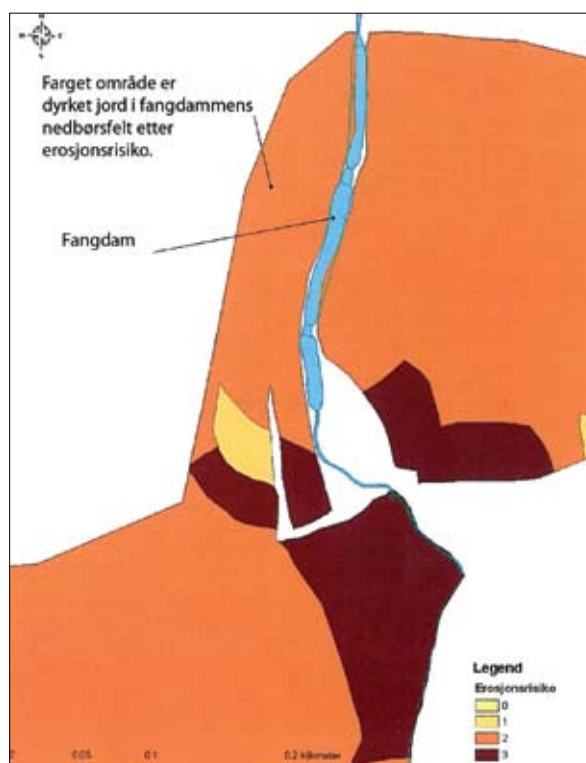


Fig. 24 Erosjonsrisikokart gir et godt grunnlag for vurdering av plassering og størrelse av fangdammen, særlig av sedimentasjonskammeret.

## Eksempel: Beregning av jordtap

Nedbørfeltet i eksemplet har 500 dekar dyrka mark. Både erosjonsklasse 1 og 3 er representert med henholdsvis 200 og 300 dekar. Arealet på erosjonsklasse 3 vårpløyes (korn i stubb om vinteren), arealet i klasse 1 høstpløyes. Typisk jordtap vil derfor variere fra 0-50 kg/daa og 30-120 kg/daa for nevnte klassene (se tabell 4). Jordtapet fra arealet i klasse 3 er korrigert med C-faktor 0,15 fra tabell 5 (200/daa \* 0,15 til 800/daa \* 0,15).

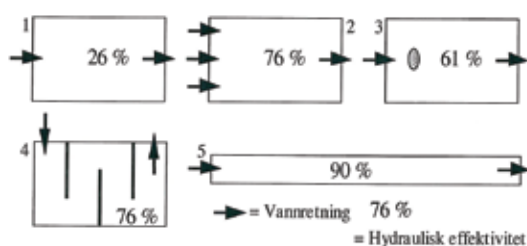
Det er betydelig usikkerhet i stoffavrenningen. Ved å vurdere mulig erosjonsfare i feltene anslår vi at Klasse 1-arealet ligger under middels jordtap (ca 20 kg/daa/år), mens Klasse 3-arealet ligger over middels (ca 90 kg/daa/år). Vanligvis setter vi 0 kg jordtap fra skogsarealet. Erosjon i bekker kan imidlertid være stor i ustabile bekker. Fra 20-78 % av total erosjon fra nedbørfeltet er beregnet (Braskerud, JF-rap.103/03). Vanligvis mangler vi informasjon om dette, og må gjette. I dette tilfellet legger vi til 10 % av totaltapet.

Fra dyrka mark mottar fangdammen (200 daa \* 20 kg/daa + 300 daa \* 90 kg/daa =) 4000 + 27000 kg eller 31 tonn jord årlig. Erosjon i bekken blir (0,1 \* 31 tonn =) 3,1 tonn. Fra skogen 0 kg. Årlig jordtap blir ca. 34 tonn.

Hvis 1 tonn sediment tilsvarer 1 m<sup>3</sup> og ca 50 % av tilført jord holdes tilbake i sedimentasjonskammeret, vil årlig fylling være ca 17 m<sup>3</sup>. Beregning av fyllingsraten i et anlegg vil være preget av store usikkerheter. Øvelsen over gir planlegger og fangdameier råd om forventet vedlikeholdsrate, gitt en fangdamstørrelse.

## Kortslutningsstrømmer - hydraulisk effektivitet

Hvis vannet fordeler seg over hele fangdamarealet er den hydrauliske effektiviteten 100 %. Vannet følger imidlertid minste motstands vei, så snikstrømmer opptrer nesten alltid. Dermed reduseres det effektive fangdamarealet og rensegraden avtar. Hver fangdamkomponent bør lages lang og smal (jf. figur 25). Lengden bør minst være 2 ganger bredden. Hvis topografien er vanskelig, kan jordvoller eller stein lede vannstrømmen slik at arealet utnyttes bedre (jf. figur 25 - 3 og 4).



**Fig. 25** Hydraulisk effektivitet for fem dammer med dybde 1,5 m. Standarddammen utnytter 26 % av arealet (1) og kan forbedres ved å spre vannstrømmen inn i anlegget (2), lage en liten "øy/holme" eller steiner i innløpspartiet (3), styre vannet ved hjelp av jordvoller/stein (4) eller lage anlegget lengre (5) (Etter Persson m.fl., 1999).

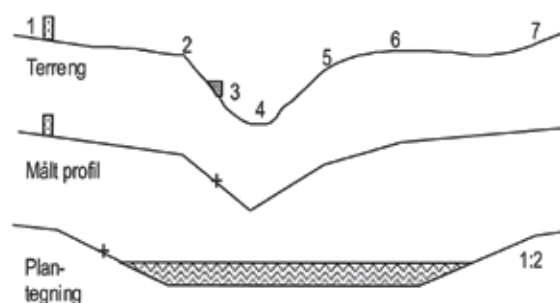
Beregningene av den hydrauliske effektiviteten i figur 25 er idealiserte. I praksis må ingeniørmessige "bokser" av denne typen unngås. Fangdammer er mer enn høy hydraulisk effektivitet. Arealutnyttelsen forbedres lett ved bruk av jordvoller. Vollene kan for eksempel anlegges som grunne partier under vann med massiv vegetasjon av for eksempel dunkjævla. Vannstrengen kan lages litt dypere med mindre stiv vegetasjon som vasshår-arter, vassgro og lignende.



For å unngå erosjon i tersklene legges alltid fiberduk mellom jord og steinoverdekning. Foto: Bent Braskerud

## Oppmåling i felt

Før konstruksjon av fangdammer må terrenget måles opp, slik at terskelhøyder kan bestemmes uten at grøfteutløp settes under vann. Plantegningen er grunnlag for masseberegning og kostnadsoverslag. Oppmåling kan med fordel skje i samarbeid med teknisk avdeling i kommunen. Planlegger merker av aktuelle tverrsnitt ved hjelp av treplugg, som måles inn (figur 26). Tverrsnitt velges der terskler sannsynligvis vil bli plassert og der bekken og bekkedanten forandres. Bekkens vannspeil, sidekanter og ett til to punkter innover på hver side bør måles inn (ett kan være foten av trepluggen), slik at fangdammens sannsynlige overflate er dekket. Med en moderne teodolitt går dette arbeidet raskt. Et fastmerke er nødvendig for å ta ut høyder på plantegningen når fangdammen skal graves ut.



**Figur 26** Terrenget måles inn ved hjelp av tverrprofiler. Tallene angir målepunkter (1 ved foten av treplugg, 2 ved bekkedant, 3 ved grøfteutløp (+) og 4 ved vannspeil).

Under planleggingen søker konstruktøren å utnytte arealet best mulig. Fangdammen skal følge terrengets former, slik at anlegget fremstår mest mulig naturlig. Lengdesnitt av bekkerekningen gir et godt utgangspunkt for plassering av terskler slik at det blir minst graving. Terskler bør være lavest mulig av vedlikeholdsmessige grunner. Avstanden mellom terskler skal være minst 2 ganger bredden for å unngå kortslutningsstrømmer. Plantegningen skal vise høydeangivelser av terskelkrone og bunnhøyder i vegetasjonsfiltre og sedimentasjonskammer. Sideskråningene skal være slakere enn 1:2.

## Tidspunkt for anlegging

Fangdammer anlegges enklest ved lavvannføring sommer eller vinter. Såing av gras og planting bør gjøres så raskt som mulig, for å hindre erosjon i sideskråninger og stimulere renseeffekten. I myrlendt terreng og terreng med dårlig bæreevne, kan anlegging på frossen mark være det beste alternativet. I den kalde perioden av året kan massen inneholde is og teleklumper. Dette vil synke sammen om våren og derfor kreve noe etterarbeid.

I bekker med vannføring eller fare for vannføring, bør entreprenøren utsette terrengarbeidet i bekkeløpet lengst mulig. Når alle fangdamkomponenter er gravd ut lages jordkjernene i tersklene. De må holdes åpne i bekkeløpet. Fiberduk og plast skjæres i passende størrelse og stein til plastring av tersklene legges lett tilgjengelig. Øverste terskel gjøres ferdig først. Dersom vannføringen skaper problemer, kan lensepumpe brukes for å tømme vannet over terskelen. Etter at plast og fiberduk er lagt over jordkjernen, fylles stein på som overdekning. Steinsettingen starter nedstrøms. Når den første terskelen er ferdig, anlegges den neste. Oppfyllingen av den forrige damkomponenten tar ofte så lang tid at neste terskel kan slutføres uten behov for pumping. Overskuddstein samles på et egnet sted for fremtidig vedlikehold.

## Planting av vegetasjon i fangdammer

For å sikre jevn og rask etablering av plantedekke i vegetasjonsfilteret er det viktig at filteret ikke anlegges for dypt. Det bør derfor kun unntaksvis graves dypere enn 50 cm. Entreprenører har lett for å grave vegetasjonsfilteret for dypt. Problemer med etablering kan oppstå allerede ved 40 cm dybde. Dersom dybden blir rundt 1 meter, har vegetasjonen svært vanskelig med å etablere seg. Dype filter kan få god etablering av vegetasjon i skrånningene på sidene, og bre seg utover i dammen herfra. Men det har da lett for å danne seg et ubevokst område i midten, som lager en kortsluttende bekk gjennom filteret. En kan godt variere dybden noe, men da i striper på tvers av strømrørningen. Dypere striper vil fordele vannstrømmen på tvers og sikre god utnyttning av arealet.

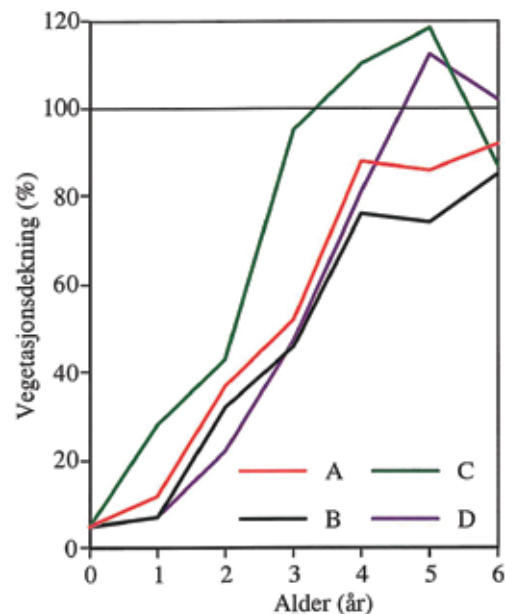
På grunne arealer vokser arter som sjøsvaks og dunkjevle, med stor tørrstoffproduksjon og stive opprette stengler. Disse artene bremser vannstrømmen effektivt, men har liten overflate for biofilm. På dypere arealer vil undervannsarter og flytebladsplanter som tjønnaks- og vasshår-arter trives. Disse artene har en betydelig overflate for biofilm.

I våtmarkspregede vegetasjonssoner og fangdammer anbefales våtmarksplanter som trives i grunt vann. Følgende arter kan være aktuelle: Dunkjevle, takrør, strandrør, sverdlilje, kalmusrot, elvesnelle og piggnopp. Aktuelle våtmarksplanter er nærmere beskrevet i neste kapittel.

Ved tilplanting av våtmarker er det viktig å bruke norske plantearter og stedegent plantemateriale. Dette vil forbygge spredning av konkurransesterke plantearter som kan få en uønsket stor utbredelse (f.eks. vasspest), stimulere til å beholde lokalt genetisk mangfold, samt forebygge spredning av sykdommer og skadedyr.

Våtmarksvegetasjon må plantes ut for at fangdammen skal gi god renseeffekt (jf. figur. 12). Planter til vegetasjonsfilteret i fangdammer bør hentes fra våtmarksområder i nærheten. Grunneier må alltid spørres om tillatelse på forhånd. Plantemateriale fra vemedede områder kan ikke hentes uten tillatelse fra miljøvernmyndighetene. Det kan plantes spredt, for plantene har stor spredningsevne. Planting med rot og blad har gitt best tilslag. Plant i rader på tvers av strømrørningen. Alternativt kan man plante større tuer ved hjelp av gravemaskin. Det må da graves plass til rotklumpen. Dette arbeidet bør helst gjøres under lavvannføring om sommeren slik at plantene får tid til å rote seg før høst og vinter. Skrånningene sås til med en grasfrøblanding tilpasset omgivelsene. Korte arter som tåler tidvis oversvømmelser foretrekkes. Trær og busker kan i noen grad benyttes, men skal ikke skygge for vannflata.

I forsøksanleggene ble det plantet 4-5 arter i et rutenett i anleggsåret. Året etter brukte plantene til å etablere seg, før en massiv vekst startet. Dekningen økte fra ca 5 % til over 80 % på 4 år (figur 27). Forskjellige arter sammen utnytter plassen bedre, og dekningsgraden kan bli høyere enn 100 %. Dekningsgraden er dynamisk. Vegetasjonen responderer på tilførte mengder av sediment. I år 6 ble et anlegg tilført store mengder sediment etter 50 mm styrtregn. Sedimentet begravde flere arter med liten stenglestyrke (klovasshår etc.).



Figur 27 Vegetasjonsutvikling i fire fangdammer etter planting.

## Våtmarksplanter

Etter etablering av en dam vil det etter hvert foregå en spontan innvandring av arter som er tilpasset det aktuelle miljøet, men dette kan ta lang tid siden det ofte er relativt lang avstand mellom dammer og våtmarker. Det må derfor plantes i nye fangdammer.

Et sammensatt vegetasjonssamfunn er bedre egnet framfor en monokultur pga. større evne til å motstå sykdommer, insektangrep og miljøforandringer. Vi vet foreløpig lite om den enkelte arts betydning for renseseffekten. Dekningsgraden av plantedekke vil derfor ha større betydning enn sammensetningen. Opptaket av nitrogen og fosfor i vegetasjonen er vanligvis liten sammenlignet med andre rensesprosesser. Dominerende arter kan konkurrere ut andre arter når betingelsene er optimale. Næringsrikt bekkevann resulterer ofte i en voldsom tilvekst av f.eks. dunkjevle og stor piggeknope.

Nedenfor er det beskrevet aktuelle våtmarksplanter til utplantning i fangdammer og vegetasjonsfiltre. Plantene tilhører rotfaste planter og er i hovedsak sumpplanter.

### Takrør

Takrør har en stor toleranse for ulike miljøforhold som næringstilgang, pH, saltholdighet, redokspotensiale og forurensinger. Takrør har en høy produksjon av biomasse, og utvikler et dypt og kraftig rotsystem. Takrør danner tette, høge bestand ofte dominerende i myr, vann og havstrand. Hovedutbredelse i låglandet på Østlandet, langs kysten til Nord-Trøndelag. Sjelden i Troms og Finnmark. På sikt vil takrør kunne dominere hele fangdammen. Vi anbefaler derfor bare liten eller ingen innplantning av takrør i fangdammer.



Takrør har lett for å ta overhånd. Foto: Atle Hauge.

### Dunkjevle

Villig og vanlig plante i gjengroingssoner i næringsrikt ferskvann med 0,5 - 1 m dybde. Høyde inntil 2 m. Østlandet nord til Mjøsa, langs kysten til Hordaland, Sunnmøre og Sør-Trøndelag. To arter: Smalt og bredt dunkjevle. Bredt dunkjevle har størst utbredelse og trives først og fremst i grunne partier (grunnere enn 0,4 m). Smalt dunkjevle tåler større dyp.



Dunkjevle er en pionerplante. Utplantning i grunt vann gir ofte godt og raskt tilslag Foto: Bent Braskerud

### Sjøsivaks

Mørkegrønne bladløse stengler inntil 3 m. På fin til middels grovt materiale på dypere vann. Ofte tette bestand, danner sivbelte alene eller sammen med takrør. Blomstrer i juni-juli. Østlandet, noe opp i dalførene, langs kysten til Salten.

### Sverdlilje

Dekorativ plante som vokser i kyststrøkene nordover til Vesterålen, langs vann og tjern, i grøfter, pytter og sumper, i bakkant av strandenger og strandvoller. Vokser sjelden på større dyp enn 0,3 m. Blomstrer i mai-juni med karakteristiske gule blomster. Kan også vokse på tørt land, men foretrekker næringsrik jord.

### Kjempesøtgras

Utbredt i grøfter og vann nord til Nord-Trøndelag. Danner vanligvis glisne heldekkende bestander i relativt næringsrikt vann.

### Piggknopp

Lavvokste, men ofte tette bestand av kjempepiggknopp eller stautpiggknopp, på fint næringsrikt materiale i strandsonene eller på meget grunt vann. Danner vanligvis glisne heldekkende bestander. Sørøstlandet-Østlandet og østlige strøk til indre Finnmark.

### Kalmusrot

Innført art fra Øst-Asia, finnes på Østlandet og enkelte steder på det sørlige Vestlandet. Vokser langs grunne strandsoner i næringsrike vann, ofte i store, glisne men jevne bestand. Blomstrer i juli (blomsterkolbe). Formerer seg ved rotutløpere. Skadde blader avgir karakteristisk parfymelignende duft. Tåler frost dårlig.



Kalmusrot med karakteristisk "bølgete" blad. Foto: Bent Braskerud

### Elvesnelle

Utvikler oftest grise til tette renbestander i grunt vann (0-1m) på humusfattig mineraljord eller sumpjord. Kommer tidlig sammenlignet med andre dominerende arter. Finnes ofte som et belte utenfor starrsump. Elvesnelle er utbredt over hele landet til lavalpin sone.

### Vassgro

Finnes særlig på Østlandet, men har utbredelse nordover til Trøndelag. Vokser på grunt vann (dyp < 0,5 m) på næringsrike steder, kan danne tette bestand. Blomstring juli-september.

### Vasshårarter

Danner tette bestand under vann. Holder seg grønn langt utover høsten (tåler en del frostnetter). Den tette bladmassen under vann vil trolig ha god filtreringseffekt på finmateriale. Må ikke forveksles med vasspest, en undervannsart som aldri må benyttes pga. fare for spredning.

### Pilblad

Flerårig vannplante i grøfter, elver og vann fra Telemark og Østfold til Hedmark.

### Rørkvein

Vassrørkvein er et meterhøyt strå på fuktig skogsbunn ved og i vatn. Fra Vest-Agder til Hedmark og Oppland. Skogrørkvein er utbredt i hele landet.

### Strandrør

Gras med grove jordstengler. I bekker og på fuktige steder i hele landet. Frø kan kjøpes.

### Starr

Danner tettvokste bestand dominert av enkeltarter på næringsrikt finmateriale i grunne vann. Aktuelle arter er flaskestarr, kvasstarr, nordlandsstarr og stolpestarr. Enkelte av artene er utbredt over hele landet.

### Gul nøkkerose

Flytebladsplante. Vokser over hele Østlandet og langs kysten til Sogn, samt Trøndelag. Vokser på mudderbunn i vann og langsomtflytende elver inntil 2 m dypt. Tåler uklart vann. Blomstring mai-september.

### Hvit nøkkerose

Flytebladsplante. Finnes i sørlige deler av Østlandet og i kyststrøk så langt nord som til Troms. Vokser på mudderbunn i vann og tjern inntil 1,5 m dypt. Tåler uklart vann. Store hvite blomster, juni-september.



Hvit nøkkerose

En mer omfattende beskrivelse av planting og arter finnes i Dammer i kulturlandskapet av Vedum m.fl. (2004), Planter skaper bedre miljø av Grue m.fl. (1998) og Danske vandplanter av Moeslund m.fl. (1990).



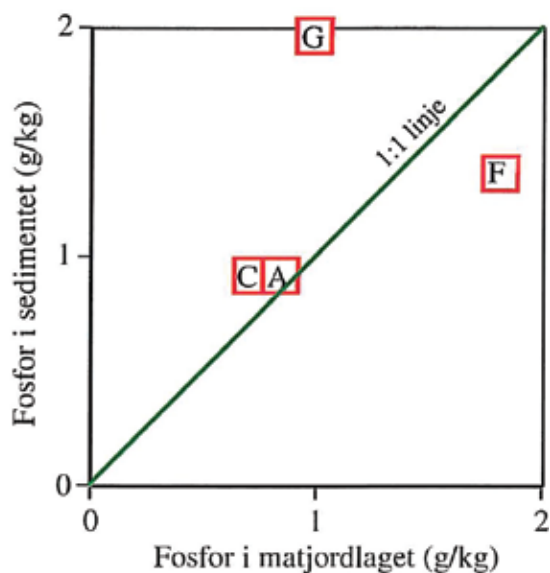
Bremmer forbedrer den hydrauliske effektiviteten og gjør det mulig å foreta vedlikehold i brede dammer. Foto: Bent Braskerud.

## Vedlikehold

Fangdammer vil normalt å ha små kostnader i forbindelse med drift og vedlikehold. Anleggene bør likevel etterses med jevne mellomrom. Kontroller anlegget etter større avrenningsperioder, slik at eventuelle skader kan utbedres så raskt som mulig. Stein på terskeloverdekningen kan flytte seg under stor vannføring og frost. Fiberduken tåler ikke sollys og må overdekkes igjen.

Sedimentasjonskammeret i fangdammene må tømmes med noen års mellomrom, vanligvis 5-10 år. Tømmefrekvensen avhenger av jordtransporten i bekken og størrelse på sedimentasjonskammeret. Oppgravde sedimenter kan i utgangspunktet brukes som jordforbedringsmiddel på egen gård. Ved salg må en sørge for at jordboende sykdommer, floghavre og lignende ikke spres. Siden fosforinnholdet ofte vil være like høyt eller høyere enn i opphavsmaterialet (jf. figur 28), og sedimentet inneholder aggregater (figur 20), vil sedimentet være vel egnet som jord til jordbruksproduksjon.

Ved fellestiltak bør det på forhånd avtales om fordeling av vedlikeholdskostnadene og eiendomsretten til den tilbakeholdte matjorda.



**Figur 28** Fosforinnholdet i dyrka mark i Norge er ofte ca 1 g/kg jord. Sedimentet i fangdammene A, C og G er høyere enn innholdet i dyrka mark. Innholdet i F er også høyt. Punkt på 1:1 linja viser at innholdet av fosfor er lik i sediment og i matjordlag (etter Braskerud, 2002a).

## Juridiske forhold

**Anlegging av fangdammer kommer i berøring med en rekke lovverk: Lov om laksefisk og innlandsfisk, Forurensningsloven, Jord-/skogbruksloven, Friluftsløven og Lov om fornminner. De viktigste lovene for inngrep i vassdrag er imidlertid Plan- og bygningsloven og Vannressursloven. Søknad om anlegg sendes til kommunen og Fylkesmannens miljøvernavdeling som vil vurdere hvilke lover anlegget skal reguleres etter.**

### Plan- og bygningsloven

Tidligere krevde Brønnloven (fra 1957) gjerdeplikt rundt anlagte vannansamlinger. Brønnloven er opphevet og lagt inn under § 83 i Plan- og bygningsloven:

§83 Basseng, brønn, dam

“Basseng og brønn skal til enhver tid være sikret slik at barn hindres fra å falle i dem. Brønn eller dam som antas å medføre særlig fare for barn kan kommunen pålegge fylt eller sikret på annen måte innen en fastsatt frist. Gjenfylling kan ikke skje dersom brønn eller dam er påkrevet av hensyn til vannforsyningen.

Grunneieren er ansvarlig for at anlegg er sikret som nevnt i første ledd. Er grunnen bortleid mer enn 2 år, påhviler ansvaret leieren (festeren). Bli anleggene bare brukt av noen som ikke er ansvarlig etter foranstående regler, påhviler ansvaret brukeren.”

Gjerdekravet er ikke lenger obligatorisk, men ansvaret for sikring påligger som hovedregel eier av dammen. En fangdam skiller seg fra vanlige gårdsdammer på flere måter.

Den ligger i et eksisterende vassdrag, er for det meste grunn og har tett vegetasjonsdekke. I tillegg ligger den ofte et stykke fra bebyggelse. Dette kan tilsi få eller ingen tiltak for å hindre barns tilgang til anleggene. Det er bedre å tilrettelegge for barns opplevelse av vann, enn å stenge dem ute. På den andre siden må ulykker forebygges under planleggingen. Vurder faktorer som avstand til nærmeste bolighus, vei, helling på sideskråninger og adkomst til vannflaten.

§ 84 omhandler Andre varige konstruksjoner og anlegg, vesentlige terrenginngrep mv. Det er søknadsplikt på anlegg som oppfattes som vesentlige terrenginngrep, som anlegging av veg eller tiltak i vassdrag. (Denne regelen sikter til byggereglene, og de gjelder så langt det passer. Søknadsplikten for vesentlige terrenginngrep fremkommer av § 93 bokstav i). Ved tvil om søknadsplikt bør kommunen kontaktes.

### Vannressursloven

forvaltes av Norges vassdrags og energidirektorat (NVE). Vannressursloven har en del bestemmelser som gjelder for all aktivitet i vassdrag, blant annet § 5 om forvalteransvar og aktsomhetsplikt, og disse bestemmelsene vil gjelde også for fangdammer.

Kun inngrep som har negative virkninger for allmenne interesser må konsesjonsbehandles av NVE etter vannressursloven § 8. Eksempler på allmenne interesser er; vandring av fisk, plante- og dyreliv, landskap, friluftsliv, flomforhold og annen potensiell utnyttelse av vassdraget. Etablering av fangdammer vil kun i sjeldne tilfeller være konsesjonspliktig. I utgangspunktet skal fangdammen bidra til å gjenskape naturverdier som gikk tapt ved nydyrking, bekkelukking etc. Der fisk vandrer, kan terskelutformingene tilpasses dette. Merk at det kan være motstridene interesser mellom ønske om amfibier og fisk, siden fisk kan utkonkurrere amfibier. Utsetting av fisk er ikke tillatt. Spørsmål om fisk rettes til Fylkesmannen.

Etter damsikkerhetsforskriften fra 1.1.2008 skal alle vassdragsanlegg klassifiseres ut fra konsekvensene for mennesker, miljø og eiendom ved dambrudd, etter en klasseinndelt skala fra 0-4. Ved damhøyde under 2 meter og magasinivolum på mindre enn 10 000m<sup>3</sup> vil fangdammer automatisk bli klassifisert som anlegg i klasse 0. For klasse 0-anleggene vil bare noen få bestemmelser i damsikkerhetsforskriften gjelde, og dameiers plikt til å iverksette sikringstiltak av hensyn til allmennheten vil ha størst praktisk betydning. Sikringstiltakene skal være tilpasset anlegget og skadepotensialet. Men kravet om sikringstiltak følger allerede av plan- og bygningsloven § 83, jf omtalen over, slik at i realiteten vil ikke dette være et nytt krav for fangdammer.

NVE må kontaktes dersom fangdammene planlegges i områder med kvikkleire og hvis tiltakshaver er usikker rundt anvendelsen av Vannressursloven. Mer informasjon finnes på [www.nve.no](http://www.nve.no).





## Huskeliste for fangdambyggere

Erfaringsmessig er det tre feil som gjentas under anlegging av fangdammer:

- (1) vegetasjonsfiltrene blir gravd for dype.
- (2) sideskråningene lages for bratte.
- (3) tersklene er utette eller for dårlig erosjonssikret.

### Viktigste forhold ved anlegging av fangdammer:

#### Planlegging

- Involver aktuelle brukere/myndigheter tidlig i prosjektet.
- Gjør avtale om vedlikehold og eierskap til sedimentet.
- Fangdammer lokaliseres nær forurensningskilden for å unngå oppkussing av aggregatene. Unngå vann fra utmark om mulig.
- Vurder tilførselene av jord og fosfor. Vurder om en fangdam er et kostnadseffektivt virkemiddel her, og hvor stor den eventuelt bør være.
- Fangdammens form tilpasses den lokale topografien.
- Flomvannføring beregnes.
- Fangdammer bør være større enn 0,1 % av totalt nedbørfelt. Enkelte steder kan kravet være betydelig større!
- Alle fangdammer skal ha et sedimentasjonskammer i innløpet. Størrelsen avhenger av ønsket tømmefrekvens og forventet partikkeltilførsel (jf. pkt. 3), dybde 1 - 2 m.
- Grunne fangdammer gir bedre renseeffekt enn dype.
- Unngå snikstrøm, form anlegget slik at arealet utnyttes. Smale fangdammer gir bedre resultat enn brede (lengden av hver komponent skal være minst 2 ganger bredden), voller av jord og stein kan lede vannet.

- Sideskråninger skal ha helling på 1:2 eller slakere.
- Velg fangdamkomponenter etter rensebehov og terreng.
- Terskler skal være lave. Reduser gjenslamming av permeable terskler ved å gi vannet en forbehandling.
- Angi kotehøyde for terskeltopp og bunn på vegetasjonsfiltre og sedimentasjonsdam.
- Oppdemmingen skal ikke komme i konflikt med grøfteutløp.
- Vegetasjonsfilteret skal vanligvis ikke være dypere enn 30-50 cm for god etablering av vegetasjon.
- Vegetasjonsfilterene MÅ beplantes. Stedegne våtmarksplanter plantes i vegetasjonsfilteret, sideskråningene sås til med gras.
- Arbeidet igangsettes ikke før inngrepet er vurdert opp mot aktuelle lovverk.

#### Anlegging

- Velg en årstid med liten vannføring.
- Fiberduk skal alltid ligge mellom jord og stein.
- Ikke grav vegetasjonsfiltrene for dype!

#### Drift og vedlikehold

- Vegetasjonen skal vanligvis ikke høstes.
- Sedimentasjonskammeret tømmes når det begynner å bli fylt
- Bevar striper med vegetasjon ved tømming av vegetasjonsfilter

## EUs vanndirektiv for vann og fangdammer

**I følge vanndirektivet skal det arbeides for at vannforekomstene skal ha god økologisk tilstand (GØT) eller bedre. Vannkvaliteten i det enkelte nedbørfelt defineres ut fra referansefelt tilnærmet uten menneskelig påvirkning. Referansefeltene vil normalt ha meget god økologisk tilstand. Referansefeltene søker å dekke den store variasjonen i naturgrunnlag og klima. Av den grunn vil to bekker/elver kunne ha samme økologiske status, selv om de har forskjellige kjemisk innhold.**

En vannforekomst av overflatevann som har gjennomgått fysiske endringer som følge av samfunnsnyttig menneskelig virksomhet kan utpekes sterkt modifisert (SMVF) etter bestemte kriterier gitt i vannforvaltningsforskriften § 5 (art. 4.3 i direktivet). Kandidater til SMVF kan være nedbørfelt som urbanisert, eller der elvenettverket er sterkt påvirket av inngrep som for eks. rør og kulverter, endring av ruhet, vegetasjon og substrat osv. Dette er nærmere omtalt i Karakteriseringsveilederen på [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no). En forutsetning er at det ikke kan oppnås god økologisk status uten å fjerne hensikten med inngrepet eller at god økologisk status ikke kan oppnås uten uforholdsmessig store kostnader.

SMVF har alternative miljømål sammenlignet med naturlige vannforekomster, kalt "godt økologisk potensial". Godt økologisk potensial (GØP) kan i hovedtrekk beskrives som den beste tilstanden en kan oppnå etter gjennomføring av alle relevante avbøtende tiltak, uten at en fjerner hensikten med tiltaket/inngrepet som ligger til grunn for SMVF-kategoriseringen. Den kjemiske tilstanden skal imidlertid være god, dvs som den naturlige.

### Fangdammer som tiltak

Fangdammer er anlagt for å imøtekomme vanndirektivets målsetting om god økologisk tilstand. I områder definert som SMVF vil anleggene kunne bidra til å gjenskape noe av det som har gått tapt ved tilretteleggingen av et effektivt og "industrielt" jordbruk.



### Fangdammer i overvåking

I følge vanndirektivet skal vannforekomstene overvåkes for bl.a. a) påvise endringer i belastningen av resipienter (basisovervåking), og b) for å sjekke om tiltak som gjennomføres i nedbørfeltet har ønsket virkning på vannkvaliteten (tiltaksovervåking).

Fangdammer legges i bekkene og vil behandle alt vann som forlater nedbørfeltet. En betydelig andel av partikler og fosfor holdes tilbake i anleggene (se tabell 2). Fangdammene virker som sedimentasjonsfeller. Det er relativt enkelt å måle opp sedimentet i en fangdam. Dermed finnes sedimentmengde. Prøver av fosfor og enkelte miljøgifter kan bestemmes ved prøvetaking av sedimentet. På denne måten kan fangdamsedimentet brukes til å evaluere driften, dokumentere gode produksjonsmetoder, evt. evaluere tiltak som brukes for å hindre jord- og næringstap fra dyrka mark.

Vanligvis anbefales undersøkelse hvert 6. år i basisovervåkingen, mens intervaller på 3 år kan være aktuelt for tiltaksovervåking. Kortere intervaller kan også være interessante. I Jordforskrappport 52/95 (Braskerud, 1995b) er det vist hvordan sedimentasjonsplater kan brukes for måling av årlige sedimentasjonsrater i fangdammer. Jordforskrappport 30/03 (Bach m.fl., 2003) angir en metode for å beregne jord og fosfortapet fra et nedbørfelt når man kjenner innholdet av jord og fosfor i fangdammen. Rapportene kan lastes ned på [www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no)

# Aktuelle adresser for faginfo og hjelp

## Konstruksjon av fangdammer:

### **Bioforsk, Jord og miljø**

Frederik A. Dahls vei 20

1432 ÅS

Tlf: 03246

[www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no)

### **Naturforvalteren AS**

v/ Bengt Tovslid

Pb. 560, 4304 Sandnes

[www.naturforvalteren.no](http://www.naturforvalteren.no)

### **Landbrukets forsøksringer**

Forsøksringen SørØst v/Knut Berg

Huggenes

1580 Rygge

## Aktuelle myndigheter:

### **Norges vassdrags- og energiverk (NVE)**

Hovedkontor

Middelthunsgate 29,

Postboks 5091 Majorstua,

0301 Oslo

[www.nve.no](http://www.nve.no), [www.senorge.no](http://www.senorge.no)

(Regionkontor i Hamar, Tønsberg, Førde, Trondheim og Narvik.)

### **Fylkesmannen**

se [www.fylkesmannen.no](http://www.fylkesmannen.no)

## Erosjonsrisikokart:

Skog og landskap

Postboks 115,

1431 Ås

<http://www.skogoglandskap.no/>

## Referanseliste - Faginformasjon

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.

Bechmann, M., Pengerud, A., Eggestad, H.O., Deelstra, J. og Øygarden, L. 2008: Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Årsrapport for 2006/07. Bioforsk rapport Vol. 3, Nr. 20.

Blankenberg, A. G., B. Walseng, G. Halvorsen, T. Sveistrup, D. Berge, T. Källqvist og B. Braskerud, 2006: Konstruerte våtmarker - et nyttig element i kontroll av diffus avrenning., Side 48-55 i Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag - Hovedrapport fra felles instituttprogram mellom NINA, NIVA, Bioforsk, og NIBR, NINA Temahefte 35, 81 sider.

Blankenberg A-G. B., S. Turtumøygard, A. Pengerud, H. Borch, E. Skarbøvik, L. Øygarden, M. Bechmann, N. Syversen og N. H. Vagstad (2008). Tiltaksanalyse for Morsa: "Effekter av fosforreduserende tiltak i Morsa 2000-2006. Jordforskrapport Vol 3. Nr. 86/2008.

Blankenberg A-G B., K. Haarstad and A-K Søvik, (2008). 'Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution. Desalination 226 (2008) pp 114-120. Science Direct, Elsevier.

Blankenberg A-G.B., Haarstad K. and Braskerud B.C. (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., K. Haarstad and B.C. Braskerud. (2006). Nitrogen retention in Constructed wetland filters treating diffuse pollution. Proceedings of the specialist conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin management. Book of abstracts. 18-22. September 2006 Istanbul, Turkey.

Blankenberg, A-G.B. and B.C. Braskerud. (2006). Phosphor retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution. NJF Report 2/5/2006 - Water and Environmental Management Series. ISSN/ISBN 1653-2015. 10-14. June 2006, Tartu, Estonia.

Blankenberg, A-G.B., Braskerud, B., Haarstad, K. 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 and 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.

Blankenberg, A-G.B. and B.C. Braskerud 2005. An introduction to the Lier experimental wetland. Is living water possible in agricultural areas? p.122-124: 145. Jordforsk book nr. 48/05. ISSN/ISBN: 82-7467-537-1.

Blankenberg, A-G.B. and B. Braskerud (2005). Pesticide retention in the Lier Experimental wetland. Is living water possible in agricultural areas? p.134-136: 145. Jordforsk book nr. 48/05. ISSN/ISBN: 82-7467-537-1.

Blankenberg, A-G B and B. Braskerud (2003). Presentation of Lierdammen – a wetland testfield in Norway. Retention of nutrients, pesticides and sediments from agriculture runoff. DipCon 2003. 7. International Conference. Diffuse Pollution and Basin Management. Book of abstracts. Dublin, August 17-22, 2003.

Braskerud, B. 1993. Konstruksjon og effekt av fangdammer. JORDFORSK-rapport 6.24.09-2A. ISBN: 82-7467-082-5.

Braskerud, B. 1995 a. Tilbakeholdelse av jord, fosfor og nitrogen i fangdammer. Resultater - Metoder - Representativitet, JORDFORSK-rapport, 9/95, ISBN: 82-7467-148-1 .

Braskerud, B. 1995 b. Manual for prøvetaking av partikler, fosfor og nitrogen i fangdammer og bekker, JORDFORSK-rapport, 52/95, ISBN: 82-7467-168-6.

Braskerud, B. 1997. Redusert resipientbelastning gjennom sedimentasjon i fangdammer, JORDFORSK-rapport, 21/97, ISBN: 82-7467-227-5.

Braskerud, B. C., 2001a. The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. Journal of Environmental Quality 30, 1447-1457.

Braskerud, B.C., 2001b. Sedimentation in small constructed wetlands. Retention of particles, phosphorus and nitrogen in streams from arable watersheds. Dr.Scient theses 2001:10, Norges landbrukskole (nå: Universitet for miljø og biovitenskap), Ås, Norge.

- Braskerud, B. C., 2002a. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19(1) 41-61.
- Braskerud, B.C., 2002b. Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. *Water Science and Technology* 45(9), 77-85.
- Braskerud, B. C., 2003. Clay particle retention in small constructed wetlands. *Water Research* 37(16), 3793-3802.
- Braskerud, B.C., 2003. Bestemmelse av jord og fosfortap fra dyrka mark ved måling av sedimenter i fangdammer. Jordforskrappport 109/03, Ås. ISBN: 82-7467-487-1.
- Braskerud, B. C., H. Lundekvam, and 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., T. Hartnik, and 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. (red), 2005. Is living water possible in agricultural areas? Proceedings from NJF seminar no. 374, Jordforsk report 48/05, Ås. ISBN 82-7467-537-1. 56 korte artikler om stofftap fra landbruket, bruk av og renssevne til vegetasjonssoner og fangdammer, samt restaurering av bekker og innsjøer i Norden (nedlastbar fra [www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no) og [www.njf.nu](http://www.njf.nu)).
- Dolmen, D. 1992. "Dammer i kulturlandskapet - makrovertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold.", NINA-rapport, 20, ISSN: 0802-3093 .
- Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen 1987. Våtmarker i kulturlandskapet II. En analyse av jordbrukslandskapets utvikling fra 1800 til 1980 i Eidsberg, Skjeberg og Idd kommuner. Rapport nr 6; 38 s.
- Grue, U.D., B. Braskerud, N. Syversen, A. Sæbø, A. Erstad, E. Skar, A.J. Lyshol og M. Clemetsen, 1998. Planter skaper bedre miljø. Økologiske rens tiltak og miljøplantinger, del 1: Veileder. Inst. for landskapsarkitektur, NLH (nå: UMB), Ås. (veileder om anlegging av fangdammer og vegetasjonssoner, gjennomillustrert).
- Hagman E., P.H. Ollestad and R. Bakke. 1996. Utforming, effekter og modellering av rensedam. *Vann*, 2, 306-315.
- Hagman, E. 1996. "Biologiske rensedam i Frøylandsåna.", Fylkesmannen i Rogaland-landbruksavdelinga.
- Hauge, A. 2006. Fangdamsedimenter på Jæren, Bioforsk rapport Vol 1, Nr 133.
- Hauge, A. 2007. Fangdamsedimenter på Østlandet. Bioforsk rapport Vol 2, Nr 8.
- Hazen, A. 1904. On sedimentation. *Transactions of the American Soc. of Civil Engineers* 53 43-71.
- Kadlec, R. H. and R. L. Knight. 1996. *Treatment wetlands*. Lewis Publishers, New York.
- Krogstad, T. and Ø. Løvstad, 1989. Erosion, phosphorus and phytoplankton response in rivers of south-eastern Norway. *Hydrobiologia* 183, 33-41.
- Ketil Haarstad, Anne-Grete B. Blankenberg, Bent Braskerud, Roger Roseth og Nina Syversen (2004). Naturbaserte renseløsninger er gode buffersystemer for å hindre tap av pesticider til vassdrag. Dette viser tester som Jordforsk har gjennomført i et flerårig prosjekt. *Norsk Landbruk* 9/2004: 53-56. Jordforsk
- Lundekvam, H., and Skøien, S., 1998. Soil Erosion in Norway. An Overview of Measurements from Soil Loss Plots. *Soil Use and Management*, 14, 1-7.
- Mitsch, W. J. 1994. The Nonpoint Source Pollution Control Function of Natural and Constructed Riparian Wetlands. *Global Wetlands: Old World and New.*, W. J. Mitsch, ed., Elsevier, 351-361.
- Moeslund, B. med flere 1990. Danske vandplanter. Veiledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. *Miljønyt* nr. 2, Danmarks miljøundersøkelser, 192 s. ISBN: 87-503-8378-7
- Norges vassdrags og energidirektorat (NVE), Red.: Grethe Holm Midttømme, 2006. Små dammer - veileder for planlegging, bygging og vedlikehold. Veileder 02-06, NVE. Lastes ned fra [www.nve.no](http://www.nve.no), under publikasjoner produsert 2006, veiledere.
- Paluch J., Paruch A., Pulikowski K., Palczyński M., Wojtowicz J. (2001). Preliminary estimation of effective use of retention of small catchment areas for flood protection. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Series Environmental Development*, vol. 4(2): <http://www.ejpau.media.pl/volume4/issue2/environment/art-04.html>

Persson, J., N.L.G. Somes, and T.H.F. Wong, 1999. Hydraulic efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology* 40 (3) 291-300.

Reinhardt, M., R. Gächter, B. Wehrli and 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.

Roseth, R. 1991. Rensing i åpen bekk kontra bekkelukking. Bekkers evne til selvrensing, del I., JORDFORSK-rapport, 5.22.18. Ås.

van der Sluijs, M., B.C. Braskerud, I. Digernes, I. Blakar, A-G. Blankenberg, 2005. The redox potential affects the phosphorus retention in CWs. Side 128-129 i B.C. Braskerud (red), Is living water possible in agricultural areas? Proceedings from NJF seminar no. 374, Jordforsk report 48/05, Ås (nedlastbar fra [www.njf.nu](http://www.njf.nu)).

Strangstadstuen, S. og Braskerud, B. 1994. Bønders og rådgiveres argumenter for og imot fangdammer, JORDFORSK-rapport, 6.24.09/3, ISBN: 82-7467-096-5.

Sveistrup, T. og B.C. Braskerud, 2005. Karakterisering av aggregater i dyrka mark og fangdamsedimenter. *Grønn kunnskap, Planteforsk* (nå: Bioforsk), Ås, Norway, 9(2) 119-124.

Uusi-Kämpä, J., B. Braskerud, H. Jansson, N. Syversen, and 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 and J. Uusi-Kämpä, 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32, 2007-2016.

Vedum, T.V., H. Hofstad, S. Åstrøm, R. Ødegaard, D. Dolmen, S. Sørensen, K.F. Vold og K. Ø. Bryhn (2004). Dammer i kulturlandskapet – til glede og nytte for alle. Veileder for miljøtiltak. Fylkesmannen i Hedmark og Norsk ornitologiske forening, avd. Hedmark. 70 s.

### Svenske våtmarksbøker

Hagerberg, A., J. Krook og D. Reuterberg (ikke oppgitt år ca 2001). Åmansboken. Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns vattenvårdskommitté ([www.landskrona.se](http://www.landskrona.se), se under miljø). ISBN 91-631-4875-7. Allsidig bok om praktisk skjøtsel av bekker og småelver mht. bedret vannkvalitet og bedret forhold for dyr og planter i kulturlandskapet. 124 siders bok, gjennomillustrert og full av ideer med basis i arbeid utført av Ekologgruppen i Skåne.

Tonderski, K., S. Weisner, J. Landin og H. Oscarsson (red.), 2002. Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3. ISBN 91-631-2737-7. Oppsummering av kunnskap om våtmarker, typer, renseevne, anlegging og drift etter det nasjonale prosjektet VASTRA ([www.vastra.org](http://www.vastra.org)). 270 sider med svenske erfaringer og råd.

# Bioforsk FOKUS

## Mat, miljø og muligheter

Bioforsk er et forskningsinstitutt med spisskompetanse innen landbruk, matproduksjon, miljø og ressursforvaltning. Bioforsk har også fokus på forskningsbasert innovasjon og verdiskaping. Bærekraftig ressursbruk er en grunnleggende premiss.

Bioforsk skal levere faglig kunnskap som næring, forvaltning og samfunnet ellers etterspør og med relevans til store utfordringer, regionalt, nasjonalt og globalt, slik som klimaendringer, biomangfold, fattigdom og global handel.

Bioforsk har som mål å være en regional, nasjonal og internasjonal konkurransedyktig produsent av kunnskap, tjenester og løsninger.

Bioforsk er representert i alle landsdeler.

[www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no)

