

**Tiltaksanalyse
for Gjersjøen**

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tiltaksanalyse for Gjersjøen	Løpenr. (for bestilling) 3957-98	Dato 1999.01.27
	Prosjektnr. Undemr. O-98101, E-98475	Sider Pris 52
Forfatter(e) Jon Lasse Bratli <i>Per Ivar Våje (Jordforsk)</i> Anja Skiple	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon
	Geografisk område Akershus, Follo	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Akershus fylkeskommune (Follorådet)	Oppdragsreferanse Knut Bjørndalen
---	--------------------------------------

<p>Sammen drag</p> <p>Det er gjennomført en sektorovergripende tiltaksanalyse for Gjersjøen og dens nedbørfelt med tilliggende bekker og mindre innsjøer. Tiltakene innen kommunal kloakk, anlegg i spredt bebyggelse, og landbruket viser at det er mulig å nå miljømålet på 7-8 µg/l totalfosfor i gjennomsnitt for Gjersjøen. Også for Kantorbekken og Tussebekken når en målsettingen på hhv. 45 og 15 µg/l totalfosfor. Dette vil koste 2,77 mill. kr pr år i neddiskonterte kostnader (inkl. årlige driftskostnader). Med de tiltakene som er utredet her, er det ikke mulig å nå miljømålene for Greverudbekken, Dalsbekken og Foleslora (Vassflobekken). Heller ikke for Nærevann, Midtsjøvann og Kolbotnvannet vil vi nå miljømålene. Landbrukstiltakene er gjennomgående mye mer kostnadseffektive enn kloakktiltakene. Minst kostnadseffektive er de kommunale avløpstiltakene, som er ca 10 ganger dyrere enn landbrukstiltakene (målt som årskostnad pr kg redusert biotilgjengelig fosfor). Til gjengjeld løser disse tiltakene også bakterieproblemer der det måtte forekomme.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Tiltaksanalyse 2. Fosfor 3. Miljømål 4. Tilstandsklassifisering 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Pollution abatement analysis 2. Phosphorus 3. Environmental goals 4. Classification of water quality
--	---


Jon Lasse Bratli
Prosjektleder

ISBN 82-577-3550-7


Dag Berge
Forskningsjef

Forord

Rapporten *Tiltaksanalyse Gjersjøen* er et innspill til Follorådets og Akershus fylkeskommunes vannbruksplanarbeid, og til hovedplanarbeidet for vannmiljø og avløp i Oppegård, Ski og Ås kommune.

Utarbeidelsen av rapporten har sammenheng med omlegging av den statlige avløpspolitikken der kommunene får et større ansvar for å formulere mål og løsninger knyttet til lokalt vannmiljø og situasjonen på avløpssektoren. Da de fleste vassdragene i Follo krysser kommunegrensen, tok Follorådet i 1996 initiativ til opprettelse av en prosjektgruppe for en regional samordning av dette arbeidet. Det er tidligere utarbeidet tiltaksanalyser for Årungenvassdraget og Langen-Hobølvassdraget.

Rapporten *Tiltaksanalyse Gjersjøen* tar utgangspunkt i foreløpige realistiske miljømål for Gjersjøenvassdraget og ser på hvordan en kan oppnå miljømålene til lavest mulig samfunnsmessig kostnad. Rapporten vurderer både tiltak innen jordbruket, spredt bebyggelse og den kommunaltekniske sektor.

Rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA), med Senter for jordfaglig miljøforskning (JORDFORSK) som underleverandør. Prosjektansvarlig ved NIVA har vært Jon Lasse Bratli. Rapporten har blitt til gjennom et nært samarbeid med Follorådets prosjektgruppe bestående av følgende personer:

Arnt Øybekk, Ås kommune, leder
Nina Ødegaard, Oppegård kommune
(til den 3.06.98)
Tore Lundgaard, Oppegård kommune
(fra og med den 3.06.98)
Knut Bjørnskau, Ski kommune
Stein Sæter, Landbrukskontoret i Follo
Simon Haraldsen, Fylkesmannen i Oslo og Akershus
Knut Bjørndalen, Akershus fylkeskommune, sekretær

Follorådet, Akershus fylkeskommune og Oppegård kommune har finansiert rapporten.

Oslo, den 3. februar 1999


Arnt Øybekk
leder prosjektgruppa


Tore Lundgaard
Oppegård kommune


Knut Bjørndalen
Akershus fylkeskommune

Tiltaksanalyse for Gjersjøen

Innhold

Sammendrag	5
Summary	8
1. Dagens vannkvalitet og miljømål	9
2. Status for aktiviteter og fosfortilførsler i nedbørfeltet	10
2.1 Arealfordeling	10
2.2 Bakgrunntilførsler	10
2.3 Tilførsler fra jordbruket	10
2.3.1 Naturgitt erosjonsrisiko	12
2.3.2 Aktuell erosjonsrisiko	14
2.3.3 Fosfortap	15
2.4 Kommunalt avløp	19
2.4.1 Oppegård kommune	19
2.4.2 Ski kommune	19
2.4.3 Ås kommune	20
2.4.4 Diffus utlekking til bekkene	20
2.5 Avløp fra spredt bebyggelse	21
2.5.1 Oppegård kommune	21
2.5.2 Ski kommune	21
2.5.3 Ås kommune	21
2.6 Fosfortilførsler pr. kilde, forurensningsregnskap	21
2.7 Nødvendig reduksjon av tilførsler for å nå miljømålene	24
3. Tiltaksutredninger	27
3.1 Beregning av kostnadseffektivitet	27
3.2 Agronomiske tiltak	28
3.2.1 Overvintring i stubb	28
3.2.2 Eng i stedet for korn	31
3.2.3 Kostnadseffektivitet ved endret dyrkingssystem	31
3.2.4 Økt oppholdstid i nedbørfeltet	33
Fangdammer og renseparker	33
Vegetasjonssoner, våtmarker og grasdekte vannveier	34
3.3 Tiltak innen kommunalt avløp	35
3.3.1 Oppegård kommune	35
3.3.2 Ski kommune	35
3.3.3 Ås kommune	36
3.4 Tiltak innen den spredte bebyggelsen	36
4. Evaluering av utredede tiltak og forslag til tiltaksplan	37
4.1 Oversikt over mulige tiltak i hvert resipientområde	37

4.2 Vurdering om miljømålene kan oppfylles og forslag til tiltakspakke	39
4.3 Avsluttende kommentarer	41
4.3.1 GIS-verktøy	41
4.3.2 Målhierarki	41
4.3.3 Retensjon	41
4.3.4 Felles ambisjonsnivå	42
4.3.5 Tilleggskriterier	42
Vedlegg B. Generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger for kloakk.	46
Vedlegg C. Fordeling av kildene til total fosfor for hvert resipientområde	47
Vedlegg D. Fordeling av kildene til biotilgjengelig fosfor for hvert resipientområde	50

Sammendrag

Miljømål

Det er satt opp miljømål for de største bekkene (Kantorbekken, Greverudbekken, Tussebekken Fåleslora (Vassflobekken) og Dalsbekken) og endel innsjøer (Kolbotnvann, Nærevann, Midtsjøvann og Gjersjøen) innen nedbørfeltet til Gjersjøen. Miljømål for Gjersjøen ligger innen vannkvalitetetsklasse II (7-8 μg tot P/l). Dagens tilstand i Gjersjøen, basert på målinger fra årene 1994-1997, viser en middelværdi på 10,3 μg tot P/l. For de lokale vannforekomstene er dagens tilstand mye dårligere, 20-50 μg tot P/l, og selv om miljømålene her er mindre strenge, så er det generelt sett lenger fram til å nå miljømålene her enn i Gjersjøen.

Resipientområder

Inndelingen i resipientområder har tatt utgangspunkt i delnedbørfelt. Vassdraget omfatter kommunene Oppegård, Ski, Ås og en bit av Oslo, og kommunegrensene skjærer igjennom delnedbørfeltene. Dette medfører at nedbørfeltet til Gjersjøen er delt opp i hele 15 resipientområder som det må beregnes tilførsler til og utredes tiltak i forhold til.

Det er beregnet tilførsler til alle resipientområdene og til sum Gjersjøen. Det er satt opp tilførselsbudsjett både for totalfosfor, som er den parameteren som det vanligvis måles på i bekker og innsjøer, og omregninger er foretatt for biotilgjengelig fosfor. Sistnevnte er den andelen av fosforet som er direkte tilgjengelig for algene.

Tilførsler av fosfor

Det er få husdyr i nedbørfeltet, så tilførslene fra jordbruket skyldes i stor grad arealavrenning og er knytta til erosjon av jordpartikler. Dalsbekken alene dekker nesten 70 % av det totale jordbruksarealet i Gjersjøens nedbørfelt. Fosfortapet fra hvert av resipientområdene er beregnet ut i fra den norsk-tilpassa erosjonligningen USLE .

Det kommunale avløpet behandles ved Bekkelaget RA i Oslo og Nordre Follo RA, som ligger ved sørenden av Gjersjøen. Restutslippet går til Bunnefjorden. Bidraget til lokale resipienter og til Gjersjøen skyldes derfor utlekkinger fra ledningsnett og overløp. Mesteparten av det kommunale ledningsnettet er separate systemer der overvannet fra tette flater går til nærmeste bekk eller innsjø innenfor feltet. En del tilførsler kommer også via bakgrunnsavrenning fra skog og avsetning direkte på vannflater. En ikke ubetydelig mengde med totalfosfor kommer fra de to sistnevnte kilder.

Beregninger viser at jordbruket dominerer med halvparten av totalfosforet. For biotilgjengelig fosfor er det mer balanse mellom kommunalt avløp og jordbruk. Fordelingen fra de ulike kilder for totalfosfor (biotilgjengelig fosfor i parentes) er som følger; kommunalt avløp 18 % (40%), jordbruk 50 % (37%), avløp fra spredt bebyggelse 6 % (14 %), overvann fra tettsteder 12 % (4 %) og bakgrunnsavrenning 14 % (5 %).

Retensjon (tilbakeholdelse av fosfor)

Det er lagt inn en betydelig retensjon av fosfor i delfeltene for å få tilførsler til Gjersjøen som samstemmer mer med det som er målt i tilførselsbekkene og som er beregnet ved hjelp av empiriske innsjømodeller. I tillegg til et høyt estimat for retensjon i innsjøene i nedbørfeltet er det lagt inn en primærretensjon på 65% for delfeltene.

Nødvendig reduksjon av fosfor

Nødvendig avlastning (reduksjon av fosfor) er beregnet ut fra differansen mellom dagens tilstand og miljømålene i de ulike vassdragsavnitt. Dette varierer veldig, fra en nødvendig reduksjon i Kantorbekken på bare 2 % av dagens tilførsler, til 67 % reduksjon til Dalsbekken. For innsjøene må

tilførslene til Nærevann reduseres med hele 63 %, mens Gjersjøen klarer seg med en reduksjon på 27 %.

Utredning av tiltak

Tiltak er utredet innen jordbruk, kommunalt avløp og innen spredt bebyggelse. Kloakktiltakene har ofte høye investeringer, mens landbrukstiltakene stort sett har jevnt fordelte årlige kostnader. For å kunne sammenlikne disse tiltakene må det derfor beregnes årskostnadene som er neddiskonterte (kapitaliserte) investeringer pluss årlige drifts og vedlikeholdskostnader.

Jordbruksarealene som drenerer til Gjersjøen er i hovedsak konsentrert i nedbørfeltets sørlige del i Ski og Ås kommuner. Aktuelle jordbrukstiltak er primært knyttet til å hindre erosjon av jordpartikler fra jordet. Det viktigste er da å kutte ut høstpløying på de mest erosjonsutsatte arealene (overvintring i stubb) evt. dyrking av eng i steden for korn på noen særlig utsatte områder. I noen tilfeller der det ikke lykkes å holde jordpartiklene og fosforet tilbake på jordet kan det være aktuelt å anlegge fangdammer for å samle opp partiklene før det når videre ut i større bekker og innsjøer. Dette er imidlertid et sekundært eller supplerende tiltak. Innen jordbruket er det foreslått tiltak i de aller fleste resipientområder med en årskostnad på i alt 231 000 kr, og med en effekt på 592 kg tot P. Av mer alternative/naturbaserte tiltak innen jordbrukslandskapet er det utredet tiltak knyttet til fangdammer/reuseparker med årskostnad 20 000 kr og reduserer 40 kg tot P. Etablering av kantvegetasjon er omtalt, men det er vanskelig å regne effekt av disse tiltakene.

Det er foreslått tiltak innen kommunalt avløp i resipientområde 2 (Kantorbekken før Kolbotnvann), 4a (Tussebekken) og 4 (Greverudbekken) i Oppegård kommune. I Ski kommune er det utredet tiltak innen resipientområde 10 (Dalsbekken). Tiltakene går i stor grad ut på å legge nye ledninger, evt. legge inn foringsstrømpe i gamle ledninger, rydde opp i feilkoplinger etc. Samlet fosforreduksjon, dersom alle disse tiltakene blir gjennomført, er 113 kg tot P med en samlet årskostnad på 2,13 mill kr.

Tiltak innen avløp fra spredt bebyggelse er anbefalt innen alle tre kommunene. Den samlede effekten vil være 46 kg redusert total fosfor, med en årskostnad på tilsammen 388 000 kr dersom alle utredede tiltak blir gjennomført.

Når vi målsettingene ?

For å nå målsettingen for Gjersjøen og samtidig komme lengst mulig med de lokale vannforekomstene, må alle de utredede tiltak implementeres. Dette vil koste 2,77 mill. kr i årskostnader. Hvis så gjøres, blir effekten 745 kg til primærresipient eller 227 kg til Gjersjøen når retensjonen i delfeltene og innsjøer er trukket fra. Kun for Tussebekken og Kantorbekken er det utredet flere tiltak enn det som tilsvarer miljømålet lokalt. For de andre bekkestrekningene og mindre innsjøene i nedbørfeltet, er det tildels langt fram til å nå det oppsatte miljømål. Kortest kommer en i forhold til Nærevann, der en kun når 22% av målsettingen. Her vil det følgelig være svært viktig at en raskt settes fokus på tiltaksgjennomføring.

Med tanke på kostnadseffektivitet er det store forskjeller mellom tiltakene. Landbrukstiltakene er gjennomgående svært kostnadseffektive, og varierer stort sett mellom 1-3 (gitt som 1000 kr pr. biotilgjengelig kg med fosfor), mens tiltak i spredt bebyggelse har kostnadseffektivitet på rundt 12. For de kommunale tiltakene er kostnadseffektiviteten svært mye høyere (dårligere), fra 20 til 40. Dette har bl.a. bakgrunn i at det gjennom lang tid (flere tiår) har vært arbeidet systematisk med oppgradering av det kommunale ledningsnett, men det er først de helt siste årene at fokus har kommet på arealavrenning fra landbruket. Kommunale avløpstiltak løser imidlertid andre problemer enn bare fosfor, og der bakterier også er et problem, vil dette gi en tilleggsnytte.

Hvis en ønsker å gå enda lenger enn denne tiltaksanalysen medfører, må det utredes flere tiltak, evt. at ambisjonsnivået (miljømålet) nedjusteres.

Når det gjelder å utrede flere tiltak, er det for landbrukets side systematisk gått igjennom hele nedbørfeltet. Hvis en skal gå videre med rene landbrukstiltak blir det å gjennomføre mer radikale tiltak som det ikke finnes virkemidler for, eksempelvis å gjødsle mindre enn det som tilsvarer optimal vekst, eller f. eks. å plante juletrær på tidligere kornarealer. For de mer alternative/naturbaserte tiltakene kan det være aktuelt å gå videre med fangdammer/reuseparker og vegetasjonssoner. Særlig gjelder dette områder hvor en med allerede utredede tiltak kommer kortest i forhold til å oppnå miljømålet, f.eks. Nærevann.

For de kommunale tiltakene er det ikke foretatt en like systematisk gjennomgang som for landbruket, men det er tatt utgangspunkt i de saneringsplaner som kommunene til en hver tid jobber med. Her kan det nok fortsatt være noe og hente i videre utredning av tiltak, og det er helt klart nødvendig, eksempelvis i forhold til å nå miljømålet for Kolbotnvannet.

I den spredte bebyggelsen har kommunene systematisk registrert enkeltanlegg, så her er det meste dekket, kanskje med unntak av enkelte hytteområder i Ås kommune der det er noe usikkert hvor mange som har lagt inn vann og hva slags evt. ulovlige klosettløsning som er installert.

Når det gjelder en evt. nedjustering av miljømål, er dette noe som må komme som et resultat av en inngående diskusjon kommunene imellom, og der vannfaglig personale må gi vurderinger av hvor langt ned i konsentrasjoner en praktisk sett kan komme. Analysen tyder på at det for Dalsbekken, med store landbruksarealer, vil være vanskelig å oppnå en miljøkvalitet på i snitt $15\mu\text{g/l}$ tot P. På den annen side kan det være grunn til å skjerpe kravet til miljømål for Kantorbekken som er satt til $45\mu\text{g/l}$ tot P.

Er kostnadseffektiv reduksjon av fosfor en riktig rettesnor for det videre tiltaksarbeidet ?

Oppsummeringsvis kan en si at fosfor kan fungere som et hovedkriterie for å rangere tiltak og tiltaksgjennomføring. Det må imidlertid legges vekt på at kloakktiltak også reduserer bakterietilførsler, og så sant det også er et hygienisk problem i de lokale vannforekomstene, må dette gis en tilleggsnytte. For å få en balansert analyse er det viktig at de forskjellige kommunene har et sammenliknbart ambisjonsnivå med tanke på miljømålfastsetting og det å utrede tiltak. I tillegg bør det ikke være ubalanse i hvordan sektorene er utredet. I denne analysen er jordbrukstiltakene utredet noe mer systematisk enn de kommunale tiltakene. Etter at analysen er ferdig, kommer forhold omkring gjennomførbarhet (økonomiske støtteordninger, politisk mot og vilje etc.) også til å virke inn på hvilke tiltak som gjennomføres og i hvilken rekkefølge og takt.

Summary

Title: Pollution abatement analysis for the lake Gjersjøen

Year: 1998

Author: Jon Lasse Bratli, Per Ivar Våje (Jordforsk) and Anja Skiple

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3550-7

A pollution abatement analysis, including all the major polluting sources (sectors) to the lake Gjersjøen, is carried out. This analysis also includes the smaller lakes and streams in the catchment area. The reviewed measures within the sectors; municipal sewage, scattered dwellings, and the agriculture, show that it is possible to reach the environmental target value of 7-8 $\mu\text{g/l}$ of total phosphorus for lake Gjersjøen. The costs are estimated to 2.77 mill. NOK as total annual costs (discounted investments including running costs). There will not be possible to reach the environmental objectives for several of the minor lakes and streams.

The agricultural measures are most cost-effective, followed by the measures regarding scattered dwellings and municipal sewage. The first is about 10 times as cost-effective as the latter, calculated as total annual costs per kg bioavailable phosphorus. On the other hand, the measures for municipal sewage also solve problems regarding coliform bacteria.

1. Dagens vannkvalitet og miljømål

Innledningsvis kan det nevnes at det i forbindelse med SFT/DN-prosjektet "Miljømål for vannforekomstene" er utarbeidet flere veiledere og bl.a. en hovedveileder for gjennomføring av en tiltaksanalyse, og som i grove trekk er fulgt i dette arbeidet (Bratli og medarb. 1995a).

For å bestemme dagens vannkvalitetstilstand er det naturlig å ta utgangspunkt i de siste års middelerverdier for total fosfor. Dette for å redusere utslagene av naturlige årsvariasjoner. Siden det stadig gjennomføres tiltak i nedbørfeltet, kan en imidlertid ikke gå for mange år tilbake når dagens miljøtilstand skal fastsettes. I tabell 1 er miljøtilstanden fastlagt med utgangspunkt i middelerverdier fra de fire siste årene (Faafeng 1995; Faafeng og Oredalen 1996; Faafeng og medarbeidere 1997; Faafeng og Oredalen 1998). Miljømålene det refereres til i tabellen er utarbeidet av "Arbeidsgruppen for hovedplan avløp" under Follorådet, med støtte fra vannfaglig ekspertise (Løvstad 1998).

Tabell 1. Vannkvalitetstilstand og miljømål for vannforekomster i Gjersjøvassdraget.

Vannforekomster	Tilstand, middelerverdier Tot P, µg/l					Miljømål, klasse/ Tot P
	1994	1995	1996	1997	Middel 94-97	
Kantorbekken	50	37	50	45	46	IV/ 45 µg/l
Greverudbekken	27	26	85	26	41	IV / 25 µg/l
Tussebekken	16	19	19	20	19	III /11-20 µg/l
Dalsbekken	38	54	44	42	45	III /11-20 µg/l
Fåleslora	19	31	30	24	26	III /11-20 µg/l
Kolbotnvann	33		25		29	III-IV/ 20 µg/l
Nærevann*		34	45	44	41	III /11-20 µg/l
Midtsjøvann*		31	39	39	36	III /11-20 µg/l
Gjersjøen		9,9		10,6	10,3	II /7-8 µg/l

* målt av Limnoconsult, ellers NIVA

For Greverudbekken er det en høy gjennomsnittsverdi på 85 µg/l totalfosfor for 1996, som kan se lite representativ ut. Denne verdien er vurdert tatt ut, man har blitt stående da vi antar at verdien har vært med i grunnlaget for vurderingen av målsettingen. Målsettingen er her mindre ambisiøs enn for de andre sammenliknbare bekkene (Tussebekken, Dalsbekken og Fåleslora). Kantorbekken er i en litt spesiell situasjon da den transporterer vann fra Kolbotnvann som har problemer med utløsning av gammelt fosfor fra sedimentene, og må følgelig behandles for seg.

2. Status for aktiviteter og fosfortilførsler i nedbørfeltet

2.1 Arealfordeling

Arealene som er brukt i denne rapporten er framskaffet på forskjellig måte. Det er tatt utgangspunkt i en oppmåling av delnedbørfelt som tidligere er gjort av NIVA (Faafeng og Løvik 1988). For Ski kommune er det benyttet et GIS verktøy med digitalt kart, og disse arealdataene er innarbeidet. For Oppegård og Ås kommuner er noe av arealene planimetrert opp fra økonomisk kartverk med målestokk 1:10 000.

Inndelingen av nedbørfeltet til Gjersjøen tar utgangspunkt i delnedbørfeltene representert ved Kantorbekken, Greverudbekken, Tussebekken, Dalsbekken og Vassflobekken (Fåleslora). Inndelingen i resipientområder er ikke det samme som delnedbørfelt, fordi vassdraget omfatter kommunene Oppegård, Ski, Ås og en liten del av Oslo, og kommunegrensene skjærer igjennom delnedbørfeltene. Det er satt opp miljømål for de større bekkene og i alt fire innsjøer (Gjersjøen, Kolbotnvann, Nærevann og Midtsjøvann), der det er tatt hensyn til retensjon i innsjøen. Dette medfører at nedbørfeltet til Gjersjøen er delt opp i hele 15 resipientområder. Dette fremgår av figur 1.

2.2 Bakgrunnstilførsler

Dette er "natulige" tilførsler fra utmarksarealer, både arealværing fra skog og myr og deposisjon på fri vannflate. Sistnevnte kilde kan bety ganske mye hvis vannarealene er store. Koeffisientene som er valgt for Gjersjøens nedbørfelt er:

Arealavrenning utmark:	6 kg P/km ² *år
Deposisjon på fri vannflate:	9 kg P/km ² *år

Sistnevnte koeffisient er noe lavere enn det som anbefales brukt i SFTs tilførselsveileder (Bratli og medarb. 1995b). Ny kunnskap erhvervet etter at denne veilederen ble skrevet, tilsvarer at koeffisienten bør justeres noe ned. Målinger fra Maridalsvannet er her brukt (Holtan og Berge, upubl.). Ellers kan en vise til verdier referert bla. a. fra Sverige som er betydelig lavere enn intervallet for Østlandsområdet på 20-35 kgP/km²*år som står referert i veilederen (Bækken og Bratli 1995 og Bækken og Bratli 1996).

2.3 Tilførsler fra jordbru ket

Jordbruksarealet som drenerer til Gjersjøen er i hovedsak konsentrert i nedbørfeltets sørlige del i Ski og Ås kommuner. Nedbørfeltet til Dalsbekken og Vassflobekken har begge ca 30 % dyrka mark, og Dalsbekken alene dekker nesten 70 % (8.5 km²) av det totale jordbruksarealet som drenerer til Gjersjøen (tabell 2). Innenfor delnedbørfeltene til Dalsbekken, er det Midtsjøvann (40 %) og Rullestad-tjern (52 %) som har størst andel dyrka mark. Tussebekken og Greverudbekken i Ski og Oppegård har ca 6 % jordbruksareal, Tyrigrava i Oppegård har ca. 5 %, og Kantorbekken og småbekker som drenerer direkte til Gjersjøen har rundt 1 % dyrka mark

Det er få husdyr i området. Landbrukskontoret i Follo opplyser om én besetning med gris og én med ku i Dalsbakkens nedbørfelt. Gjødslager er i begge tilfeller forskriftsmessig bygd, og skal ikke gi punktutslipp. Det er også noen få bruk med hest i områder som drenerer til Dalsbekken, Tussebekken og Greverudbekken, uten at disse forventes å være av særlig betydning for næringstilførselen til vassdraget.

Tabell 2. Nedbørfeltene til Gjersjøen, samt arealfordeling av ulike dyrkingssystemer.

Kommune	Nedbørfelt	Arealfordeling (da), 1995-1997						
		Totalt	Jordbruk	Gras	Stubb	Høstkorn	Pløyd	Annet
Ski	Nærevann	6400	1976	0	1050	300	458	168
Ski	Midtsjøvann	6000	2382	124	390	350	1498	20
Ski	Rullestad tjern	3300	1710	108	300	250	981	71
Ski	Dalsbekken	8140	2093	206	180	300	1407	0
Ås	Dalsbekken	3580	338	24	0	0	314	0
Ski	Tussebekken	21600	1236	118	0	200	918	0
Oppegård	Tussebekken	820	13	0	0	0	0	13
Ski	Greverudbekken	1040	187	137	0	0	50	0
Oppegård	Greverudbekken	8120	386	252	0	0	126	8
Oslo	Greverudbekken	710	0	0	0	0	0	0
Ås	Vassflobekken	5610	1617	241	640	477	259	0
Oppegård	Kantorbekken	4650	41	31	0	0	0	10
Oppegård	Tyrigrava	4000	204	30	69	0	105	0
Oppegård	Div. småbekker	8200	134	0	64	0	70	0
Ås	Div. småbekker	3600	40	0	0	0	40	0
	Sum. Gjersjøen	85770	12357	1271	2693	1877	6226	290

Vassflobekken er også kalt Fåleslora. Tyrigrava renner ut Nord-vest i Gjersjøen. "Annet" er i hovedsak grønnsaker og potet.

Tilførsler av nitrogen (N) og fosfor (P) fra jordbruksareal er av svært ulik karakter. Mens P i første rekke er bundet til organisk materiale og faste partikler i jorda, så er N i hovedsak løst i jordvæska som nitrat (NO_3^-). Nitrogen-tilførselen til vassdrag vil i første rekke reduseres ved en god plantevekst som kan ta opp nitrogen i jordvannet gjennom røttene. Nedbør og temperatur i forhold til gjødseltidspunkt, -mengde og type organisk materiale og plantevekst til en hver tid, vil derfor ha avgjørende betydning for N-tilførselen til vassdraget, noe som forklarer de store svingningene i N-konsentrasjonen som kan observeres i tilløpsbekkene. Det er derfor også vanligvis vanskelig å redusere N-utvaskingen, og N-tilførslene til Gjersjøen har da heller ikke blitt redusert på samme måte som for P. Nitrogen kan også tilføres via erosjon bundet til organisk materiale eller til mineralmaterialet i jorda som NH_4^+ . Det er likevel i første rekke P som assosieres med jordpartiklene og som også representerer den største utfordringen miljømessig i ferskvann. Det er i større grad mulig å sette inn tiltak for å redusere erosjonen, og dermed P-tilførslene, enn hva tilfellet er med N. Det er derfor i første rekke jordbrukets bidrag av P-tilførsler som er behandlet i det følgende.

2.3.1 Naturgitt erosjonsrisiko

De ulike delnedbørfeltene representerer ulik forurensningsbelastning avhengig av andelen jordbruksareal, den naturlige erosjonsrisikoen og arealfordeling av ulike dyrkingssystem (tabell 2). Den naturgitte erosjonsrisikoen avhenger av jordtype, topografi og klimatiske forhold. NIJOS har klassifisert jordbruksarealet i området i 4 ulike erosjonsklasser basert på den universelle jordtaplikningen:

$$A = K \cdot LS \cdot R \cdot C \cdot P$$

der

A= erosjon per arealenhet
 K= jordas eroderbarhet
 LS= hellingsfaktor ut fra hellings-lengde (L) og -grad (S)
 R= nedbørfaktor
 C= faktor for vegetasjon og jordarbeiding
 P= faktor for erosjonskontrolltiltak

K-faktoren er bestemt på grunnlag av jordtypens kornstørrelsesfordeling, humusinnhold, struktur og dreneringsgrad. Generelt er jord med lavt siltinnhold og høyt humusinnhold minst erosjonsutsatt.

NIJOS har også utarbeidet jordtypekart som dekker hvert enkelt skifte. På grunn av kvartærgeologien i området med moreneavsetninger både nord og sør for Nærevann og Midtsjøvann, er jordtypene svært variert med innslag av grusholdig morenejord, og hav- og strandavsetninger av ulik tykkelse. Hellingsgrad går også fram av jordtypekartet, mens hellingslengden er satt til 100 m. På grunnlag av erosjons-målinger der K-, L- og S- faktorene er kjent, er R og P- faktorene beregnet som en felles faktor for Sør-Østlandet. RP-faktoren er forskjellig for planert og ikke-planert jord. C-faktoren er angitt ut i fra forholdene i åpen åker (høstpløying, og ingen vegetasjon). NIJOS sin klassifisering angir derfor den gjennomsnittlige potensielle erosjonen i området, mens den aktuelle erosjonen vil variere med dyrkingssystem og klimatiske avvik fra normalen. Klasser for erosjonsrisiko er beregnet ut i fra følgende verdier for beregnet erosjon (tabell 3):

Tabell 3. Klassifisering av erosjonsrisiko i henhold til NIJOS

Klasse	Erosjonsrisiko	Beregnet erosjon v. høstpløying (Kg da ⁻¹ år ⁻¹)	
		Intervall	Middelverdi
1	Liten	<50	25
2	Middels	50-200	125
3	Stor	200-800	500
4	Svært stor	>800	?

Risikoklasse 4 er ikke representert i dette området, 25 % av arealet har liten erosjonsrisiko, 60 % middels og 15 % stor erosjonsrisiko. Den prosentvise fordelingen mellom de ulike erosjonsrisiko-klassene er noe forskjellig i de ulike delnedbørfeltene (tabell 4). Kantorbekken og Greve-rudbekken har prosentvis mest areal som er lite erosjonsutsatt, mens Tyrigrava og Vassflobekken har størst innslag av stor erosjonsrisiko.

På grunn av arealenes størrelse, er likevel den potensielle erosjonen desidert størst i Dalsbakkens samlede nedbørfelt. Her er de øvre områdene rundt Nærevann minst utsatt, mens Dalsbakkens nedre løp er mest utsatt. Det kan være store variasjoner i hellingsgrad innenfor 100 m, og om skråningen er konveks eller konkav kan ha stor betydning for mengden erosjonsmateriale som når bekken. I Dalsbakkens øvre løp er det et stort innslag av gradvis utflating av hellingene mot bekken, mens det i nedre løp er mer bratte og korte skråninger mot bekkeløpet. Dette vil gi en større grad av sedimentasjon av erosjonsmateriale på jordet uten at det når bekken rundt Nærevann og Midtsjøvann, mens det i bekkens nedre løp kan bli en sterkere erodering mot bekkeleiet enn det den gjennomsnittlige hellingen skulle tilsi. Disse variasjonene blir ikke fanget opp av erosjonsrisiko-kartene, men justeringer er gjort her etter befaring i felt (tabell 4).

Tabell 4. Prosentvis fordeling av erosjonsrisiko i Gjersjøens nedbørfelt, samt gjennom-snittlig potensiell erosjon, beregnet ut fra middelverdier for hver risikoklasse.

Kommune	Nedbørfelt	Erosjonsrisiko (% areal av dyrka mark)			Potensiell erosjon	
		Liten	Middels	Stor	Kg/da	Tonn
Ski	Nærevann	30	60	10	133	262
Ski	Midtsjøvann	25	60	15	156	372
Ski	Rullestadtjern	20	60	20	180	308
Ski	Dalsbekken	15	65	20	185	387
Ås	Dalsbekken	15	55	30	223	75
Ski	Tussebekken	10	75	15	171	212
Oppegård	Tussebekken	100	0	0	25	0.3
Ski	Greverudbekken	10	80	10	153	29
Oppegård	Greverudbekken	60	40	0	65	25
Ås	Vassflobekken	15	60	25	204	329
Oppegård	Kantorbekken	75	25	0	50	2.1
Oppegård	Tyrigrava	30	40	30	208	42
Oppegård	Div. småbekker	20	50	30	218	29
Ås	Div. småbekker	0	100	0	125	5.0
	Sum. Gjersjøen	21	61	17	168	2078

2.3.2 Aktuell erosjonsrisiko

Arealfordelingen av ulike dyrkingssystemer har stor betydning for omfanget av erosjonen. Generelt vil systemer der rotfaste planter eller planterester blir værende på jorda over vinteren være adskillig mer effektive i å redusere erosjonen, enn systemer med jordarbeiding på høsten. C-faktoren vil derfor øke fra 0.05 for grasmark til 1 for høstpløyd åker. Den potensielle erosjonen, presentert i tabell 4, kan kobles sammen med effekten av dyrkingssystemene i tabell 2, for å gi et uttrykk for aktuell erosjon innen de ulike dyrkingssystemene (tabell 5). Vi ser at den aktuelle erosjonen blir lavere enn den potensielle erosjonen som følge av et redusert høstpløyd areal.

Jordforsk gjorde en undersøkelse i deler av Akershus i 1996 som viste at det har skjedd en viss tilpasning av jordarbeiding og arealbruk til erosjonsrisiko (Grønlund, 1996). Høstpløying utgjorde mer enn 70 % av arealet med liten, ca 60 % middels, og 40 % av arealet med stor erosjonsrisiko. For stubb-åker var forholdet motsatt; 10 % av det minst erosjons-utsatte arealet var i stubb, mens det for de to andre risikoklassene utgjorde hhv. 25 og 40 %. For gras og høstkorn er fordelingen mer jevn mellom de tre risikoklassene.

Denne forskyvningen mellom pløying og stubb i forhold til erosjonsrisiko, er meget gunstig for å redusere erosjonen totalt. Erosjonen per dekar blir dermed redusert forholdsvis mer i de områdene som har en potensielt høyere erosjonsrisiko, og den totale erosjonsrisikoen vil bli lavere enn om dyrkingssystemene fordeles jevnt over alle risikoklasser. En tilsvarende forskyvning av pløying og stubb i Gjersjøens nedbørfelt vil redusere jordtapet fra 120 kg da⁻¹, og 1480 tonn totalt ved lik fordeling av arealbruk mellom erosjonsklasser, til 110 kg da⁻¹, og 1360 tonn totalt ved en fordeling som nevnt ovenfor (tabell 5). Den totale fordelingen av dyrkingssystemene i Gjersjøens nedbørfelt er: gras: 10%, stubb: 22%, høstkorn: 15%, høstpløyd: 50%, og annet: 2%.

Tabell 5. Gjennomsnittlig aktuell erosjon totalt, og fra de enkelte dyrkingssystem innenfor Gjersjøens del-nedbørfelt, 1995-1997.

Kommune	Nedbørfelt	Aktuell erosjon (kg/da) fra ulike dyrkingssystem					Aktuell erosjon	
		Gras	Stubb	Hkorn	Pløyd	Annet	Kg/da	Tonn
Ski	Nærevann	7	49	99	120	120	79	156
Ski	Midtsjøvann	8	62	117	135	135	114	271
Ski	Rullestødtjern	9	76	135	150	150	126	215
Ski	Dalsbekken	9	78	139	154	154	131	275
Ås	Dalsbekken	11	102	167	174	174	163	55
Ski	Tussebekken	9	67	128	149	149	133	164
Oppegård	Tussebekken	1	2	19	25	25	25	0
Ski	Greverudbekken	8	55	114	139	139	43	8
Oppegård	Greverudbekken	3	15	49	71	71	27	10
Ås	Vassflobekken	10	90	153	164	164	108	175
Oppegård	Kantorbekken	3	10	38	57	57	16	1
Oppegård	Tyrigrava	10	97	156	160	160	117	24
Oppegård	Div. småbekker	11	100	163	169	169	136	18
Ås	Div. småbekker	6	34	94	125	125	125	5
	Sum Gjersjøen	8	69	126	143	143	110	1363

"Annet" er i hovedsak grønnsaker og potet, og har fått samme faktor som høstpløyd areal.

2.3.3 Fosfortap

Jordtapet kan gi en indikasjon på fosfortapet, men her er det flere forhold som kompliserer bildet. For det første vil jordtypen som eroderes være avgjørende for hvor mye fosfor (P) som transporteres bort. Fosforkonsentrasjonen i sedimentene vil også generelt være høyere ved liten erosjon enn ved stor erosjon. Dette har sammenheng med at den mest næringsrike jorda finnes nær overflaten, og bundet til de minste partikkelene. Erosjon er en selektiv prosess der små partikler fra overflaten sorteres ut først, mens det ved kraftig erosjon graves dypere ned, og sand og grus med lavt P-innhold kan også fjernes med overflatevannet. Bio-tilgjengeligheten vil normalt også være størst for P bundet til små partikler, fordi de vil holde seg svevende i vannmassene over lengre tid.

På den annen side vil P bundet i sedimentene være en kilde for P-frigjøring over lang tid, særlig under anaerobe forhold. Totalerosjonen vil dessuten øke proporsjonalt med nedbøren og avrenningen slik at perioder med stor vannføring vil ha den høyeste sedimenttransporten, og dermed også den potensielt høyeste P-konsentrasjonen.

Fosfor fra jordbruksareal kan også komme ut i bekkene ved andre prosesser enn erosjon. Døde plantester på overflaten kan frigjøre store mengder P ved at plantecellene ødelegges ved frysing og tining. Dette kan gi store utslag for grasareal i korte perioder. Fosfor som er frigjort på denne måten, eller utvasket fra husdyrgjødsel, silosaft eller kloakk har også langt høyere biotilgjengelighet enn P i erosjonsmaterialet. For Skuterudbekken i Ås og Ski kommune, fant man i gjennomsnitt 20 % av total P i erosjonsmaterialet som letttilgjengelig ortofosfat. Det er rimelig å anta en tilsvarende andel biotilgjengelig P i forhold til total P i erosjonsmaterialet i Gjersjøens nedbørfelt.

Erosjon fra et avgrenset område kan ikke uten videre overføres til å uttrykke sediment-transporten til den endelige resipienten, i dette tilfelle Gjersjøen. Erodert materiale vil sedimenteres underveis, på jorden, før det når bekkene, og i små tjern og vann underveis i vassdraget. I større flomperioder kan på den annen side materiale som tidligere er sedimentert i bekker og andre vannveier bli vasket ut igjen. Fylkesmannen i Buskerud opererer med en "normalretensjon" for P på 40 til 70 % før sedimentene når bekkene (Wivestad 1998).

Beregninger av erosjonen utfra risikokart er basert på middelverdier innenfor et meget stort intervall (tabell 3). Det sier seg selv at med slike slingsringsmonn kan beregningene bli ganske forskjellig om man legger til grunn øvre eller nedre grense for intervallet. Slike beregninger er uansett kun egnet til å forutsi forventede mengder med erosjon, og for å kunne angi relative forhold mellom erosjonen fra ulike arealer, men kan ikke brukes for å finne eksakt mengde erosjon fra et gitt år eller et enkelt regnskyll.

Målinger av fosforkonsentrasjonen i vannmassene måles vanligvis med månedlige intervall. Dette kan være bra nok for overvåking av vannkvaliteten i en større vannmasse som for eksempel Gjersjøen. Vanligvis er også dette tilstrekkelig for å fastsette gjennomsnittlig vannkvalitet i form av fosforkonsentrasjoner og en utvikling over tid. For utregninger av totaltilførsler via de mindre bekkeneystemene er men det er det imidlertid neppe tilfredsstillende selv om det korrigeres for den totale vannføringen ved prøvetidspunktet. Det har vist seg at både P og N konsentrasjoner kan variere drastisk over korte tidsintervall, noe som nødvendiggjør hyppige målinger, eller uttak av representative blandprøver. Målinger i Gjersjøens tilførselsbekker er basert på månedlige observasjoner, og er derfor nokså usikre for å finne totaltilførsler av N og P til Gjersjøen.

Jordforsk har målt fosfortransporten i 3 bekker i Ås, og sammenliknet med sediment-transporten. Målingene er foretatt med blandprøver under forhold som er sammenlignbare med Gjersjøens nedbørfelt, både mhp klima, topografi, jordtype og dyrkingssystem. Her fant man at det ble transportert fra 0.8 til 1.2 g P kg⁻¹ erodert materiale, avhengig av forhold som nevnt ovenfor. Dette utgjorde i snitt ca 150 g P da⁻¹ dyrka mark.

I følge beregningene i tabell 4 er aktuell erosjon 110 kg da⁻¹. Dette vil gi totalt fra 88 til 132 g P da⁻¹ og fra 1087 til 1630 kg P år⁻¹ fra dyrka mark med tilsvarende P belastning som i Ås. Dette er noe høyere enn beregningene som NIVA har gjort for 1995 (Faafeng og Oredalen 1996) (ca 1000 kg P år⁻¹). Ved en avrenning på 300 mm i året vil dette gi en gjennomsnittlig P-konsentrasjon i tilførselsbekkene på fra 42 til 62 mg P m⁻³, når kun jordbruksarealet er tatt med. Det vil imidlertid være store variasjoner mellom de ulike bekkene. Den lokale vannkvalitets-overvåkingen i Ski kommune (Løvstad m.fl., 1998) rapporterer om variasjoner i konsentrasjonen av totalt reaktivt P (biotilgjengelig) fra ca 30 mg P m⁻³ i Dalsbekkens nedre løp, til over 200 mg P m⁻³ i Blåveisbekken ved Ski tettsted. For Blåveisbekken er det imidlertid utlekkinger fra det kommunale ledningsnett som er hovedkilden. I det følgende diskuteres kun tilførsler fra jordbruket, og omregningene til konsentrasjoner i bekkene gjelder bare tilskuddet fra denne kilden.

Nærevann delnedbørfelt

Her er 31 % av arealet jordbruksareal (tabell 6), og mesteparten av dette er lagt i stubb (tabell 2). Området er også forholdsvis lite erosjonsutsatt (tabell 4), noe som forklarer den relativt lave erosjonen (79 kg da⁻¹). Hvis vi bruker en faktor på 1 g P kg⁻¹ erodert materiale, vil dette gi 79 g P da⁻¹ og 156 kg P år⁻¹ fra dyrka mark. Vi får da en P-konsentrasjon på 81 mg m⁻³ avrenning, forutsatt gjennomsnittlig 300 mm avrenning. Denne avrenningen passer godt for de tre siste års avrenning, men er en god del lavere enn hva en kan regne ut med bekg grunn i NVEs avrenningskart (1960-90), der spesifikk avrenning på 14 L/sek*km²(1960-90) ville gitt 442 mm.

Fem meter vegetasjonssone etter en 45 m skråning (12 % helling) med åpen åker i Vestby gav en renseeffekt på 88 % for totalt P (Syversen, 1997). Renseeffekten av vegetasjonssoner vil reduseres kraftig om vannet renner i faste løp gjennom sonen, og ikke filtrerer i hele bredden. Det siste er sjelden tilfelle i naturlige systemer, og naturlige vegetasjonssoner får en begrenset renseeffekt om ikke vannet aktivt ledes ut over en større flate. Noe vegetasjon langs og i bekkene og Nærevann kan antas å kan ha en renseeffekt på opp mot 10 %.

Tabell 6. Prosent jordbruksareal, og tilførsler av P fra jordbruket i Gjersjøens delnedbørfelt.

Kommune	Nedbørfelt	Jordbr. areal		P-tap	
		%	(g/da)	(kg/år)	(mg/m ³)
Ski	Nærevann	31	79	156	81
Ski	Midtsjøvann	40	95	226	126
Ski	Rullestادتjern	52	126	215	217
Ski	Dalsbekken	26	131	275	113
Ås	Dalsbekken	9	163	55	51
Ski	Tussebekken	6	133	164	25
Oppegård	Tussebekken	2	25	0	1.3
Ski	Greverudbekken	18	43	8	26
Oppegård	Greverudbekken	5	27	10	4.3
Oslo	Greverudbekken	0	0	0	0.0
Ås	Vassflobekken	29	108	175	104
Oppegård	Kantorbekken	1	16	1	0.5
Oppegård	Tyrigrava	5	117	24	20
Oppegård	Div. småbekker	2	136	18	7.4
Ås	Div. småbekker	1	125	5	4.6
	Sum Gjersjøen	14	110	1363	53

Midtsjøvann delnedbørfelt

Dette området har størst jordbruksareal og størst høstpløyd areal av samtlige delnedbørfelt til Gjersjøen (tabell 2). Store deler av området er lite erosjonsutsatt, men totalerosjonen kommer likevel opp i 372 tonn (tabell 4).

Det er bygget to fangdammer á 800 m² for Mørkbekken nedslagsfelt som anbefalt i Jordforsk rapport nr. 43/96 (Buseth, m.fl. 1996). Fangdammenes renseseffekt avhenger bl.a. av arealet på fangdammene i forhold til nedbørfeltet som drenerer til dem (Braskerud, 1997). De to fangdammene drenerer ca 1/3 av jordbruksarealet i området, og renseseffekten er beregnet til 45 kg P år⁻¹. Dette reduserer P-tilførslene til Midtsjøvann fra 151 til 126 mg totalt P m⁻³ (tabell 6).

Det er også et betydelig innslag av kantvegetasjon langs bekker og vann, men renseseffekten av denne vegetasjonen vil særlig variere med topografi og hydrologi som nevnt ovenfor. I tillegg til arealavrenningen til Midtsjøvann kommer tilførslene fra Nærevannsbekken.

Rullestادتjern delnedbørfelt

Selv om erosjonen i kg da⁻¹ er høyere her enn de to foregående arealene, er totalarealet så pass mye mindre at aktuell erosjon blir noe lavere enn for Midtsjøvann (tabell 5). Området som drenerer til Rullestادتjern består av 52 % jordbruksareal, og avrenningen herfra får den høyeste P-konsentrasjonen av samtlige delnedbørfelt (217 mg P m⁻³, tabell 6). I tillegg kommer tilførslene fra Midtsjøvann via Årsbekken.

Et våtmarksområde ble drenert da Rullestادتjernet ble senket for få år siden (Buseth, 1994). Et område som tidligere holdt tilbake endel partikler, har nå betydelig redusert effekt.

Dalsbekken nedenfor Rullestادتjern

Roåsbekken fra Rullestادتjern renner sammen med Blåveisbekken fra Hebekk og danner Dalsbekken, som drenerer et område med ca 26 % jordbruksareal (Tabell 6). Deler av dette området er tidligere bakkeplanert, og har relativt høy erosjonsrisiko (Tabell 4). Høstpløyd areal er nesten like stort som for

Midtsjøvann (tabell 2), og totaltilførselen av P fra jordbruksarealer (275 kg år^{-1}) er den største av samtlige delnedbørfelt til Gjersjøen (tabell 6)

En sidebakk drenerer også et område i Ås kommune. Stor andel av høstpløyd areal er hovedårsaken til at dette området har den høyeste erosjonen (207 kg da^{-1} jordbruksareal, tabell 5). Lav andel jordbruksareal (9 %), fører likevel til en lavere P-belastning (51 mg P m^{-3}) enn for de øvre deler av Dalsbekken (tabell 6).

Samlet tilførsler fra Dalsbekken

Gjennomsnittlig tilførsel fra jordbruksareal i hele Dalsbekkens nedbørfelt er beregnet til 109 g P da^{-1} , som gir en belastning på 113 mg P m^{-3} , forutsatt en total avrenning på 300 mm. Median for målingene i Dalsbekken fra 1984 til 1995 er 60 mg P m^{-3} , med en synkende tendens de senere år (Faafeng og Oredalen, 1996).

Det er antydnet som et mål for Dalsbekken å få P-konsentrasjonen ved utløpet ned til 11-21 mg m^{-3} . Hvis dette skal slå til må P-avrenningen fra dyrka mark reduseres til 22-42 g P da^{-1} forutsatt 50 % retensjon underveis i bekker og vann, og forutsatt ingen bakgrunns-tilførsel fra annet areal eller lekkasjer på ledningsnett. Dette er svært lave avrenningskoeffisienter. For de andre bekkene er fosfortilførselen fra jordbruket adskillig mindre pga. mindre areal (tabell 6).

Tussebekken og Greverudbekken

har begge relativt lite innslag av jordbruksareal innen nedbørfeltet. Dette medfører lave P-konsentrasjoner ved bekkenes utløp (tabell 6). Den beregnede verdien for P-konsentrasjonen i Tussebekken, kun med bidrag fra jordbruket (25 mg P m^{-3}) er i godt samsvar med medianen for de målte verdiene fra 1984 til-95 (23 mg P m^{-3}).

Tussebekken har også et relativt høyt P-tap per da dyrka mark (133 g) pga stort innslag av høstkorn og pløyd areal (tabell 2.1). Motsatt har Greverudbekken lavt P-tap pga forholdsvis mye gras og lite høstpløyd areale. Dette sier noe om hvilken betydning dyrkingssystemet har for å redusere erosjonen, og dermed P-tilførselen til vassdrag. For Greverudbekken vil eventuelle lekkasjer på kloaknettet ha langt større betydning enn avrenning fra jordbruksarealer for P-tilførselen til Gjersjøen.

Vassflobekken

Her er nesten like stor prosentvis fordeling av jordbruksareal som for Dalsbekken, og et tilsvarende P-tap per da gir nesten like høy P-konsentrasjon ved utløpet (104 mg P m^{-3} , tabell 6). Medianen av målte verdier for 1985-95 var 44 mg P m^{-3} , og enda lavere fra 1992 (Faafeng og Oredalen, 1996).

Stikkprøver foretatt av Jordforsk ved ulike steder i Vassflobekken i 1993 viste derimot meget høye verdier av både N og P (480 mg P m^{-3}).

Målsettingen med å få P-nivået ned til 11-21 mg m^{-3} i Vassflobekken er minst like urealistisk som for Dalsbekken. Med et mye mindre totalareal, adskillig færre tjern og våtmarker og kortere oppholdstid for vannet, vil retensjonen være langt lavere her enn i Dalsbekken. Det er allerede et forholdsvis lite areal som er høstpløyd i dette området (tabell 2), og den største andelen av erosjonen kommer fra arealer med høstkorn (tabell 5). Det vil være svært vanskelig å få konsentrasjonen under 80 mg P m^{-3} , hvis det dyrka arealet skal opprettholdes, og bakgrunnsavrenning fra andre arealer og punktutslipp regnes med i tillegg.

Kantorbekken, Tyrigrava og andre småbekker

P-tilførsler fra jordbruksarealer betyr lite i disse feltene. Det er svært lite dyrka areal innenfor Kantorbekkens nedslagsfelt, og det aller meste er grasareal (tabell 2). Den største delen av arealet er bebygd.

Jordbruksarealet som drenerer til Tyrigrava vest for Gjersjøen tilfører ifølge disse beregninger mer P til sjøen enn fra dyrka mark både i Kantorbekken og Greverud-bekkens nedbørfelt. Det er også grunn til å merke seg at både Tyrigrava og andre småbekker som i tidligere rapporter ikke har vært nevnt, sannsynligvis tilfører relativt store verdier med P per da selv om det utgjør lite i forhold til de totale tilførselene til Gjersjøen (tabell 6).

2.4 Kommunalt avløp

Hvis en holder enkeltanlegg i spredt bebyggelse utenom, vil tilførsler av forurensninger fra kommunalt avløp i prinsippet skje på to måter; ved tap fra nettet og ved restutslipp fra renseanlegget (RA).

Tap fra nettet skjer enten ved overløp, ofte lokalisert ved pumpestasjoner og ved RA, og diffus lekkasje fra nettet. Den kommunale kloakken i området føres ut til felles renseanlegg utenfor nedbørfeltet, Nordre Follo RA, som ligger ved sørenden av Gjersjøen, og til Bekkelaget RA i Oslo. Restutslipp fra Nordre Follo RA føres via Sjødalstrand-tunnelen ut av feltet og direkte til Bunnefjorden. Mulig overløp ved anlegget føres også i samme tunnel.

Avrenning fra tettsteder (overvann) føres i stor grad i separate anlegg med egne overvannsledninger til resipienten. Her er det brukt en felles avrenningskoeffisient på 30 kg P/km²*år. Koeffisienten er valgt med utgangspunkt i prof. Lindholms (NLH, Ås) sammenstilling (Lindholm 1997) der PRA-feltene i Norge viste et middeltall på 90 kg, men der middeltall fra Finland, Sverige og Nederland viste hhv. 8, 32 og 34 kg P/ km²*år. Variasjonene er som vi ser betydelige, men her er det altså valgt en verdi som er nærmest undersøkelsene fra Sverige og Nederland.

2.4.1 Oppegård kommune

Oppegård har kommunalt nett i resipientområdene 2 (Kantorbekken før Kolbotnvann), 3 (Kantorbekken etter Kolbotnvann) og 4 (Greverudbekken). Alt er separat anlegg som delvis er rehabilitert med å trekke PVC-strømpe i "gamle" betongrør fra før 1970. Det er 7 pumpestasjoner med overvåkingssystem på 5 av dem. To stasjoner blir besøkt.

2.4.2 Ski kommune

Ski har kommunalt nett i resipientområde 8 (Tussebekken) og 10 (Dalsbekken) hvor Ski sentrum ligger. Ski sentrum har en blanding av felles og separat system. Langhus ligger i begge resipientområdene og har stort sett separat system. To pumpestasjoner har registrert overløp til Tussebekken, med beregnet fosfortilførsel på 9,1 og 1,4 kg P i hhv. 1996 og 1997. Det er alarmanlegg på alle pumpestasjoner og med timeteller for overløpsdrift. Det diffuse tapet fra ledningsnettet antas å være størst fra Ski sentrum der det er tildels gammelt fellessystem. Målte konsentrasjoner i Blåveisbekken ved Ski sentrum på opp mot 200 µg P/l indikerer store utlekkinger fra deler av nettet. Totalt fra Ski er 25 800 PE tilknyttet Nordre Follo RA (inkludert industri m.m.). Av disse er 8395 lokalisert i Dalsbekkens nedbørfelt nedenfor Rullestad tjern, mens 7485 er i Tussebekkens nedbørfelt.

Hovedledningen fra Ski sentrum går langs Blåveisbekken/Dalsbekken fra Hebekk og ned til Haugbro (utløp til Gjersjøen). Det er ikke registrert overløp fra pumpestasjoner i Dalsbekkens nedbørfelt de senere årene, men målinger i Hebekkområdet indikerer et fosfortap mellom 5 og 7 % av produsert fosfor. Ved Dalsbekkens utløp i Gjersjøen er fosfortapet mellom 3 og 7 %.

Hovedledningen fra Langhus og Siggerud går for en stor del gjennom Tussebekkens nedbørfelt. Den krysser Tussebekken ved Vevelstad stasjon og går inn i hovedledninger fra Ski ved Nordre Dal. Ved

Tussebekkens utløp i Gjersjøen tilsvarer de målte fosforverdiene ca. 1 % av produsert fosformengde. Gjennomsnittlig lekkasje for hele Tussebekkens nedslagsfelt er estimert til omtrent 4 %.

Ifølge beregninger utført av Aquateam er virkningsgraden mht fosfor 96,8 % for den delen av Ski kommunes ledningsnett som går til Nordre Follo RA. Ut i fra dette er gjennomsnittlig lekkasje fra kommunalt ledningsnett 3,2 %.

2.4.3 Ås kommune

Tettbebyggelsen i Nordbyområdet omfatter 2174 personer som er tilknyttet et relativt nytt separat avløpsnett i PVC. Dette ligger i resipientområde 13, Vassflobekken (Foleslora).

Avløpsnettet består av 2 pumpestasjoner, og det er ett hovedoverløp som var i drift 288 timer i 1996 og 85 timer i 1997. Tilførslene via overløp er beregnet til 3 og 1 kg P i hhv. 1996 og 1997.

2.4.4 Diffus utlekking til bekkene

Overløpene til bekkene er det mulig å beregne på bakgrunn av volum/timetellere ved overløpene og gjennomsnittskonsentrasjoner.

Diffus lekkasje fra ledningsnettet er derimot vanskeligere. Oppegård kommune har forsøkt dette gjennom å ta utgangspunkt i målinger av vannføringer og vannkvalitet i bekkene gjort av NIVA for så å gi et skjønnsmessig fratrekk for andre kilder.

Et annet grunnlag for å estimere utlekkingen fra kommunalt nett er å se på konsentrasjoner og vannføring ved tørrvær om sommeren. Avrenning fra landbruk og utmark, overløp og overvannstilførsler betyr da svært lite, og tilførselen målt i slike perioder kan stort sett tilskrives utlekking og direkte tilførsler. Det ble tatt utgangspunkt i målinger gjort i juli og august 1995 og juni-juli-august i 1996 for å estimere årstilførsler som kan tilskrives utlekkinger fra kommunalt nett. Disse somrene var relativt tørre. Pga. høy temperatur og vegetasjonsdekke vil regnskurer i denne perioden av året ofte medføre fordamping og i liten grad arealavrenning. Tabell 7 viser beregnede årlige tilførsler til hver av bekkene med utgangspunkt i sommerobservasjoner, og observasjoner hele året.

Tabell 7. Beregnede årstilførsler av totalfosfor til Gjersjøens bekker som kan tilskrives diffus utlekking fra kommunalt ledningsnett.

	<i>Juli/august 1995 kg P/år</i>	<i>Juni/juli/august 1996 kg P/år</i>	<i>Middel, sommer kg P/år</i>	<i>Årsmiddel 1995 og 1996 kg P/år</i>
Kantorbekken	126	80	103	$(122+75)/2=96$
Greverudbekken	18	36	27	$(61+91)/2=76$
Tussebekken	42	32	37	$(112+101)/2=107$
Dalsbekken	408	204	306	$(505+378)/2=442$
Fåleslora	84	32	58	$(62+60)/2=61$

Tilførslene fra utlekking i tabellen over blir videre fordelt på resipientområder i forhold til tettstedsandel, se kapittel 2.6. I endel tilfeller har kommunen selv regnet ut egne utlekkinger. Disse utregningene er da brukt.

2.5 Avløp fra spredt bebyggelse

2.5.1 Oppedgård kommune

Langs Gamle Mossevei er det ca 10 husstander og langs Roald Amundsen vei er det 5 husstander (innenfor resipientområde 1) med tett tank. På Ingjerdåsen, resipientområde 3, finnes 4-5 boliger kun med slamavskiller.

2.5.2 Ski kommune

Her finnes mange enkeltanlegg i spredt bebyggelse. Notat fra Bjørnskau (1998) viser antall anlegg og tilførsler i resipientområde 7-11.

2.5.3 Ås kommune

Ved Tangen (Hjulet), resipientområde 12, er det registrert 4 anlegg med tett tank og en med slamavskiller.

I Fålesloråsen hytteområde er det i tillegg registrert 61 eiendommer, i hovedsak fritidseiendommer, der avløpsforholdene ikke er kjent. En antar at disse eiendommene ikke representerer noen forurensning av betydning i denne sammenhengen.

2.6 Fosfortilførsler pr. kilde, forurensningsregnskap

Oppholdstider og retensjoner for innsjøene i nedbørfeltet er gitt i tabell 8.

Det er tatt utgangspunkt i retensjon i innsjøene etter oppholdstid slik som er beregnet først av Larsen og Mercier 1976, og siden tilpasset grunne innsjøer av Berge (1987). Dette er sammenstilt i tilførselshåndboken (Bratli og medarb. 1995b). For Nærevann og Midtsjøvann er det foretatt en tilpasning der retensjonen er doblet. Dette skyldes at en meget stor del av tilførselsens tilførsler her er partikulært fosfor som sedimenterer raskt.

Tabell 8. Retensjoner og hydrografiske opplysninger for innsjøene i feltet.

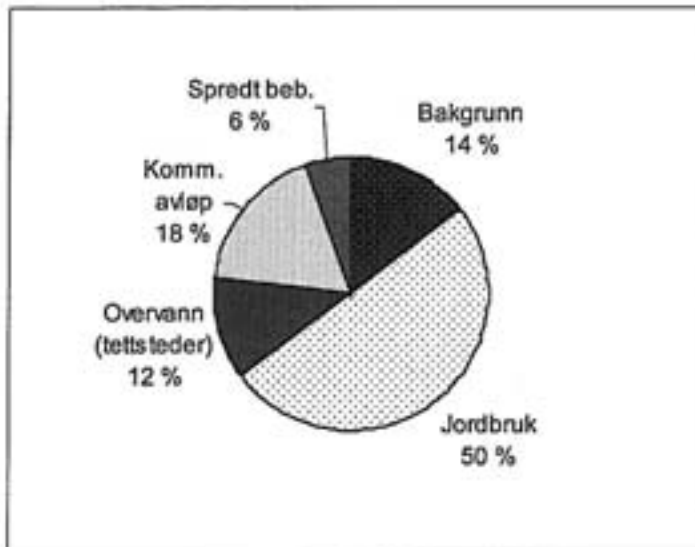
	<i>Middeldyp, m</i>	<i>Midlere avløp Mill. m³/år</i>	<i>Teoretisk oppholdstid, år</i>	<i>Retensjon, % modell</i>	<i>Retensjon, % tilpasset</i>
Nærevann	2-3	2,83	Ca 0,5	30	60
Midtsjøvann	2-3	5,47	Ca 0,15	15	30
Kolbotnvann	10,3	1,4	2	45	45
Gjersjøen	23	21	3	65	65

For Tussetjern og Rullestadjern er det lagt inn en skjønsmessig retensjon på 20 %.

I tabell 9 vises fosfortilførsler pr. kilde og resipientområde.

Tabell 9. Fosfortilførsler (primært tilførsler) til de forskjellige resipientområder i Gjøresjøens nedbørfelt.

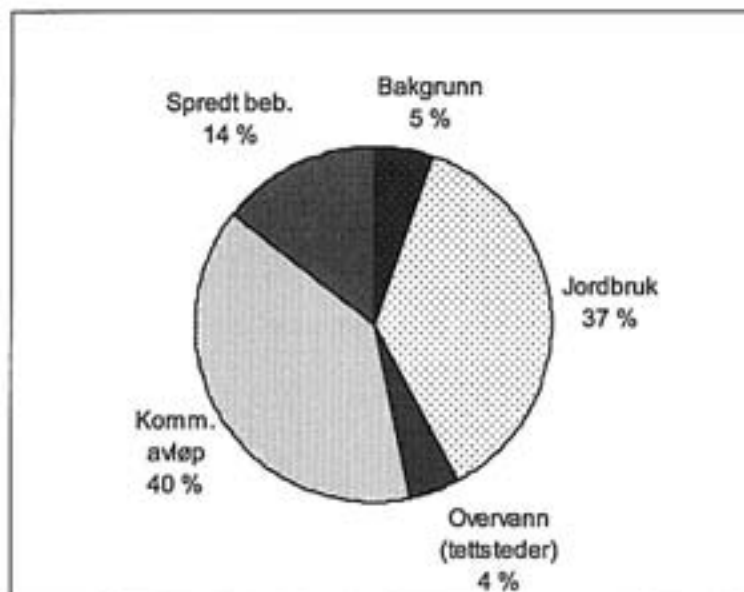
Kommune	Nedbørfelt		Res.Omr. Bakgrunn					Komm. avløp			Sum
	Res.Omr.	Bakgrunn	Jordbruk	Overvann	Komm. avløp	Spredd beb.	Sum				
Ski	9a	28	156	2	0	18	204				
Ski	9	21	226	10	0	32	289				
Ski	10a	9	215	3	12	16	254				
As	11	19	55	0	0	0	74				
Ski	10	25	275	28	260	27	616				
Ski	8	111	164	57	32	35	399				
Oppgård	4a	2	0	14	15	0	31				
Ski	7	5	8	0	0	6	20				
Oppgård	4	31	10	75	27	0	143				
Oslo	6	4	0	0	0	0	4				
As	13	20	175	21	59	0	275				
Oppgård	2	6	1	88	39	0	134				
Oppgård	3	0	0	25	23	6	54				
Oppgård	1a	23	24	0	0	0	47				
Oppgård	1	57	18	0	0	5	80				
As	12	21	5	0	0	2	29				



Figur 2. Forurensningstilførsler (primærttilførsler) til alle resipientområdene i Gjørsjøens nedbørfelt av totalfosfor.

Tabell 10. Biotilgjengelighetsfaktorer for fosfor fra forskjellige kilder (Berge og Källqvist 1990).

Kilde	Faktor (0-1)
Arealavrenning, korndyrkingsarealer	0,2
Sig fra gjødselkjellere	0,8
Silolekkasje	0,6
Kloakkutlekking fra ledningsnett, overløp etc.	0,6
Kloakk fra spredt bebyggelse	0,7
Utmarksavrenning	0,1
Overvann, tettsteder	0,1



Figur 3. Forurensningstilførsler (primærttilførsler) til alle resipientområdene i Gjørsjøens nedbørfelt av biotilgjengelig fosfor.

2.7 Nødvendig reduksjon av tilførsler for å nå miljømålene

Det er laget to forskjellige empiriske modeller for dose-responsforhold (utslipp-virkning) i henholdsvis grunne og dype innsjøer (Berge 1987 og Rognerud og medarbeidere 1979). Slike utslipp-virkningsforhold er sammenfattet i en egen veileder under prosjektet "Miljømål for vannforekomstene" (Bratli og medarb. 1995c). Modellene sier noe om hva en gitt fosformengde tilført en innsjø vil gi av gjennomsnittskonsentrasjoner i innsjøen over sommersesongen, eller den andre veien, hvilke tilførsler en kan forvente ut i fra en observert middelkonsentrasjon av totalfosfor i innsjøen. Skillet mellom dype og grunne innsjøer går mellom et middeldyp på 15 meter (middeldypet er volumet delt på overflatearealet). Gjersjøen har middeldyp 23 meter, mens Nærevann og Midtsjøvann har middeldyp 2-3 m.

Lang oppholdstid i store volumrike innsjøer gir en god fortykning, samtidig som fosfor sedimenteres effektivt.

Grunne sjøer tåler mindre belastning (tilførselsmengde) enn dype sjøer, og gjennomsnittlig innsjøkonsentrasjon avhenger av innsjøens teoretiske oppholdstid og det årlig avløpet etter formelen:

$$[\overline{P}] = \frac{\text{Tot } P_{\text{inn}}}{2,293 * T_w^{0,16} * Q}$$

der

- $[\overline{P}]$ = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret
 Tot P_{inn} = årlig fosfortilførsel fra nedbørfeltet
 T_w = teoretisk oppholdstid
 Q = årlig avløp

På samme måte som for grunne innsjøer vil effekten av et gitt fosforutslipp i en dyp innsjø bl.a. avhenge av oppholdstiden.

$$\text{Tot } P_{\text{inn}} = 1,59 * [\overline{P}] * e^{0,067 * T_w} * Q$$

Hvis en for Gjersjøen setter inn snittet av de to siste års observasjoner (10,3 µg/l tot-P) i den siste formelen, får vi en belastning på kun 420 kg/år (T_w er 3 år og Q er $21 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{år}$, tabell 8).

Beregnete tilførsler til Gjersjøen, på bakgrunn av vannføring og konsentrasjon i hovedbakkene, gir 740 kg for 1995, 694 kg for 1996 og 359 kg for 1997. Dette er basert på kontinuerlige målinger av vannføringen, men kun månedlige målinger av konsentrasjoner. Dette fanger ikke i tilstrekkelig grad opp tilførselstopper vår og høst, og vil derfor ofte være en underestimert av tilførslene. Disse målte tilførslene stemmer allikevel bra med innsjømodellens beregning på 420 kg.

Dette er målte og modellerte belastninger som er langt mindre enn det som framkommer ved å summere forurensningsbelastningen fra de forskjellige delområdene i forrige kapittel, og som gir tilsammen 2177 kg (tabell 11). Dette er to svært store forskjellige verdier. Det kan være flere grunner til at vi her får så forskjellig resultat.

De empiriske modellene ble utviklet med data hovedsakelig fra 70-årene. På denne tida betydde tilførslene av kommunal kloakk og tildels punktkilder i landbruket mye mer enn i dag. Dette er kilder med tildels meget høy biotilgjengelighet (80-90 % biotilgjengelig), eller sagt på en annen måte, høyt innhold av løst fosfor (fosfat) og dermed lavere innhold av partikkelbundet fosfor. På disse områdene har det vært en systematisk oppryddning gjennom flere tiår, men det er først de siste årene at arealtiltak er satt på dagsorden. Hvis en ser på dagens kilder, som domineres av arealavrenning, så er biotilgjengeligheten på 20-30 %. Partikkelbundet fosfor dominerer og en mindre del av totalfosforet vil finnes igjen som målte konsentrasjoner i overflatevannet. Dette kan også bety at retensjonen av totalfosfor i innsjøene relativt sett er høyere nå enn tidligere. Retensjonen er imidlertid allerede justert endel opp med tanke på dette aspektet (se tabell 8).

Tabell 11. Fosfortilførsler beregnet ut ifra innsjømodeller og målinger i innsjøen, og teoretiske beregninger ut i fra bidraget fra ulike kilder. Innsjøretensjon er tatt hensyn til.

	<i>Innsjømodeller, Kg P/år</i>	<i>Summen fra ulike kilder, Kg P/år</i>
Nærevann	238	204
Midtsjøvann	333	371
Kolbotnvann	104	134
Gjersjøen	420	2177

Ved alle målinger av tilførsler til, og transport ut av, innsjøer vil en lett kunne systematisk underestimere tilførslenene, da det ofte er flere bekker som kommer inn til innsjøen med tildels store variasjoner i vannføring og konsentrasjoner. Utløpet av innsjøen kan ofte måles med større sikkerhet da innsjøen i seg selv ofte utjevner vannføringen (kanskje med unntak av de tilfeller da innsjøene er regulert), at konsentrasjonen ofte er mye mer stabil, og at en har ett målepunkt å forholde seg til. Måling av blandprøver i overflatevannet i løpet av sommeren er også ofte mye mer stabile enn målingene i bekkene som kommer inn i innsjøen.

Målinger fra bekker i Borrevann, Vestfold, der det ble målt både stikkprøver og volumproposjonale blandprøver, viser at blandprøvene systematisk er mye høyere enn stikkprøvene (Bratli og medarbeidere, upubl.). Blandprøvene lå i gjennomsnitt mer enn 5 ganger høyere enn stikkprøvene, hhv. 85 og 472 µg tot-P/l. Dette er delvis et utslag av at en lett kan bomme på vannførings- og konsentrasjonstoppene ved måling hver 14.dag (slik som det her ble gjort), og delvis at en (bevisst eller ubevisst) drar på feltarbeid i godt vær ("godværslimnologysyndromet"). Tallene herfra relaterer seg til et lite felt på vel 1 km², og hvor grunnen i stor grad består av leire. Korrelasjonene mellom konsentrasjon og vannføring er her signifikant (når vannføringen øker øker også konsentrasjonen). Utslagene blir derfor svært store, og antakeligvis større enn det som er tilfelle for bekkene til Gjersjøen, der denne korrelasjonen er mindre uttalt. Dette tjener allikevel som et eksempel på hvordan stikkprøvetaking kan underestimere tilførslen i betydelig grad.

Det gjenstår allikevel en hovedforklaring på at forskjellen mellom innsjømodellerte tilførsler/målte tilførsler i bekkene og kildeberegnete tilførsler er så stor. De sistnevnte tilførslene er målt til første resipient som ofte kan være en grøft eller en liten bekk. Fra denne første resipienten og til den siste resipienten, som her er Gjersjøen, skjer det retensjoner i grunnen, i vegetasjonssoner mot bekkene, i bekkeleier (som til tider av året ken tørke helt ut), i våtmarker og i mindre innsjøer. Tabell 11 refererer en sum av tilførsler fra de forskjellige delresipientene der bare retensjon i innsjøene er tatt hensyn til.

Særlig i Langsloaområdet er det særdeles velutviklede våtmarksområder som kan være med å rense tilførslene fra Dalsbekken og Tussebekken. Forsøk med tilsvarende våtmarksområder fra Borrevann i Vestfold viser at det gjennom en treårsperiode ble holdt tilbake 65% av tilført Tot-P og 85% ortofosfat

(Bratli og medarb. 1997). Dette var imidlertid en våtmark med moderate og diffuse vanntilførsler. I Langslora er den hydrauliske belastningen så høy at det har dannet seg åpne kanaler i våtmarka som drastisk nedsetter kontakttiden mellom vannet og vegetasjon/sediment og dermed renseseffekten. Rensingen kan til tider allikevel være betydelig uten at vi her har forsøkt å kvantifisere den. Akkurat dette forholdet spiller ikke inn på bekkemålingene da disse tas oppstrøms Langslora, men får virkning i forhold til innsjømodellbetraktningen.

Den sanne verdien for fosfortilførsler er det åpenbart vanskelig å fastsette, men ut ifra det ovenfornevnte kan en si at den modellerte belastningen på 420 kg, samt målte tilførsler i bekkene på 360-720 kg sannsynligvis er en underestimering, og at de kilderegnete 2177 kg åpenbart er et for høyt tall. Som nevnt er det foretatt beregninger i regi av Fylkesmannen i Buskerud som regner inn en 40-70% "normalretensjon" på jordbuksarealer før tilførselen når hovedresipienten. Hvis vi summerer primærtillførslene fra delfeltene i tabell 9, virker det som om samtlige kilder (ikke bare jordbruket) er overestimert. Utlekking fra ledningsnett summerer seg alene opp til mer enn den modellerte belastningen på 420 kg. For å komme ned på et tilførselsestimat til Gjersjøen som virker rimelig må det derfor legges inn en primærretensjon som dekker opp den retensjonen som kan skje flere steder; i grunnen, i vegetasjonsbelte mot grøfter og bekker, i mindre bekker, i våtmarksområder knyttet til bekkene og i sørenden av Gjersjøen. En 65% primærretensjon i Gjersjøens nedbørfelt ville gitt en belastning på 762 kg tot-P. Dette er nok et tall som er atskillig nærmere den sanne verdien, og brukes i det videre som antatt gjennomsnittlig belastning til Gjersjøen.

Målsetningen for Gjersjøen er 7-8 $\mu\text{g P/l}$, noe som i forhold til formelen over, samstemmer med en belastning på 306 kg P/år. Dette er 114 kg P mindre enn dagens årlige belastning beregnet med innsjømodellen, eller en reduksjon tilsvarende 27% av dagens.

En kan finne et relativt avlastingsnivå på bakgrunn av differansen mellom miljømål og observert kvalitet i tabell 1. Her er imidlertid miljømålene knyttet til en tilstandsklasse og derfor et intervall. For å få et konkret reduksjonsnivå er det i disse tilfeller tatt utgangspunkt i en verdi midt i intervallet. For klasse II, 11-20 $\mu\text{g P/l}$ er verdien satt til 15 $\mu\text{g/l}$. Dette er gjengitt i tabell 12.

Tabell 12. Behov for avlastning (reduksjon av primærtillførsler) i de forskjellige vannforekomstene. For Gjersjøen er retensjon regnet inn.

<i>Vannforekomster</i>	<i>Dagens tilstand Tot P, middelverdi</i>	<i>Miljømål, Tot P</i>	<i>Differanse dagens tilstand - miljømål, %</i>	<i>Nødvendig reduksjon, kg P/år</i>
Kantorbekken	46	45	2	4 av 188
Greverudbekken	41	25	39	65 av 167
Tussebekken	19	15	21	90 av 430
Dalsbekken	45	15	67	963 av 1437
Fåleslora	26	15	42	115 av 275
Kolbotnvann	25	15	40	54 av 134
Nærevann	41	15	63	129 av 204
Midtsjøvann	36	15	58	286 av 493
Gjersjøen	10,3	7,5	27	206 av 762

I det videre arbeidet med tiltaksutredninger er det tatt utgangspunkt i de kildevise tilførselsestimatene vist i tabell 9, fordi det ser ut til å stemme brukbart for tilførselen innen hvert av de enkelte resipientområdene, selv om det altså ser ut til å stemme dårlig når en summerer for Gjersjøen.

Implisitt følger at vi tror de relative kildebidrag er omtrent riktige, og at primærretensjonen i feltet slår likt ut for alle kilder. Dette stemmer nok bra i forhold til de forskjellige mindre vannforekomstene i nedbørfeltet, men i forhold til Gjersjøen er nok primærretensjonen mer betydelig for jordbruk enn for kommunalt avløp, da jordbruket dominerer i større geografisk avstand (øverst i Dalsbekken) fra Gjersjøen enn det kommunale avløpet.

3. Tiltaksutredninger

3.1 Beregning av kostnadseffektivitet

Endel tiltak har store investeringskostnader og relativt moderate årlige drifts- og vedlikeholdskostnader, mens for andre tiltak er dette omvendt. For å sammenlikne slike tiltak er det nødvendig å beregne totale årskostnader der investeringene nedskrives over tiltakets levetid.

For å beregne investeringens årlige kapitalkostnad må investeringskostnaden multipliseres med annuitetsfaktoren for gitt levetid for tiltaket og gitt rente. Legger vi til/trekker fra årlig drifts- og vedlikeholdskostnad/besparelse, får vi tiltakets årskostnad. Dersom drift- og vedlikeholdskostnadene ikke er tilnærmet konstante pr. år, må disse diskonteres. Reduserte kostnader som følge av tiltakene trekkes fra i kostnadsdelen, slik at en kommer fra brutto til netto årskostnad. Beregning av netto årskostnader kan beskrives ved:

$$\text{Netto årskostnad} = A * (\text{investeringskostnad}) \pm \text{endring i årlig drifts- og vedlikeholdskostnad} \pm \text{endring i andre kostnader}$$

A er annuitetsfaktoren, definert som: $A = r(1+r)^t / (1+r)^t - 1$,
der $r = 0,07$ når renta = 7%
og t = tiltakets økonomiske levetid

Tiltakene skal beregnes som årskostnader med kalkulasjonsrente på 7%, dette for å følge Finansdepartementets anbefaling når det gjelder samfunnsøkonomiske beregninger og for å få tiltakene sammenlignbare.

Effekten av et tiltak er beregnet som den mengde i kg et utslipp reduseres med pr. år. Skal en sammenlikne to tiltak må de ha samme benevnelse, f.eks. kg fosfor eller nitrogen. I de tilfeller overgjødning er hovedproblem og effektparameter er fosfor, er det tatt hensyn til at det bare er en del av fosforet som er direkte tilgjengelig for algene, og at denne andelen varierer med kilde og type vannforekomst som fosforet virker på. Dette kan måles ved biotilgjengelighetsfaktoren β (0-1), der 0=0% og 1= 100% biotilgjengelig (tabell 2.9).

Rangeringskriteriet vil være kostnadseffektivitet (K.eff.) og vil se ut som følger:

$$\text{K. eff.} = \frac{\text{Netto årskostn. i 1000 kr}}{\text{red. kg Tot P pr. år} * \beta} \quad (+ \text{ evt. tilleggsvurderinger})$$

Jo større biotilgjengelighetsfaktoren β er, desto bedre blir dermed kostnadseffektiviteten. Tilleggsvurderingene vil være skjønsmessige og gjøres under sammenstillingen av tiltakspakka.

3.2 Agronomiske tiltak

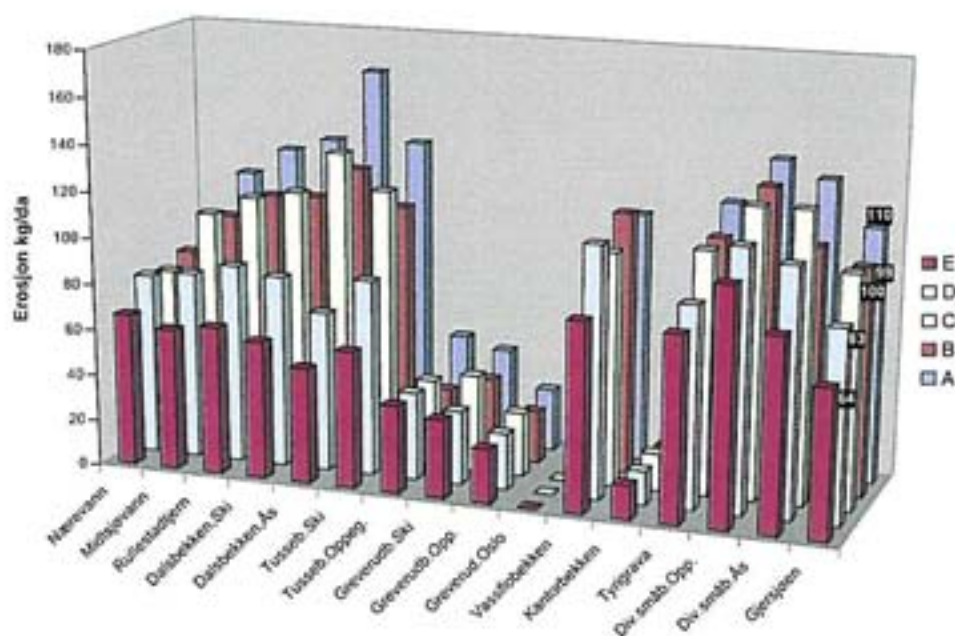
God plantevekst er en god forsikring mot N-utvasking, og det kan også ha stor betydning for å redusere erosjonen og dermed fosfortapet. Gode agronomiske tiltak som øker avlingen vil derfor være gunstige, ikke bare for bonden, men også for miljøet, og dermed være meget kostnadseffektive. Her er riktig mengde og tidspunkt for gjødsling og jordarbeiding avgjørende, ikke bare for å optimere avling, men også for å minimere tap gjennom utvasking, erosjon og gasstap.

3.2.1 Overvintring i stubb

Omlegging av jordbruksarealene fra høstpløyd areal til gras og stubb vil fortsatt være viktige tiltak for å redusere erosjonen og tilførselen av P og N til Gjersjøen. Det er i første rekke er i nedbørfeltet til Dalsbekkens nedre løp, samt Tussebekken og diverse småbekker at potensialet er stort for å redusere erosjonen fra pløyd mark. Vi har foretatt følgende teoretiske endringer i jordarbeidings-praksisen sett i forhold til dagens situasjon (A) (Tabell 13). Figur 4 viser effekten på erosjonen fra de ulike del-nedbørfeltene ved ulik grad av omlegging av dyrkingspraksisen. Her kommer det tydelig fram at ulike tiltak ikke har samme effekt i alle del-nedbørfelt. Det henger naturlig sammen med at arealene har en ulik fordeling av erosjonsutsatte områder, og av stubb, pløyd mark og gras i utgangspunktet. I Dalsbekken etter Nærevann er det mye å hente på å legge om til stubb, mens Vassflobekken og området som drenerer til Nærevann har stor andel av arealene i stubb allerede. Det er også tydelig at et økt areal av stubb generelt (situasjon B) gir langt større effekt om det kobles sammen med en bedre fordeling av tiltakene i de ulike erosjonsrisikoklassene (situasjon D).

Tabell 13. Gjennomsnittlig arealfordeling av ulike dyrkingssystem innen de ulike erosjonsklassene innenfor Gjersjøens del-nedbørfelt, 1995-1997.

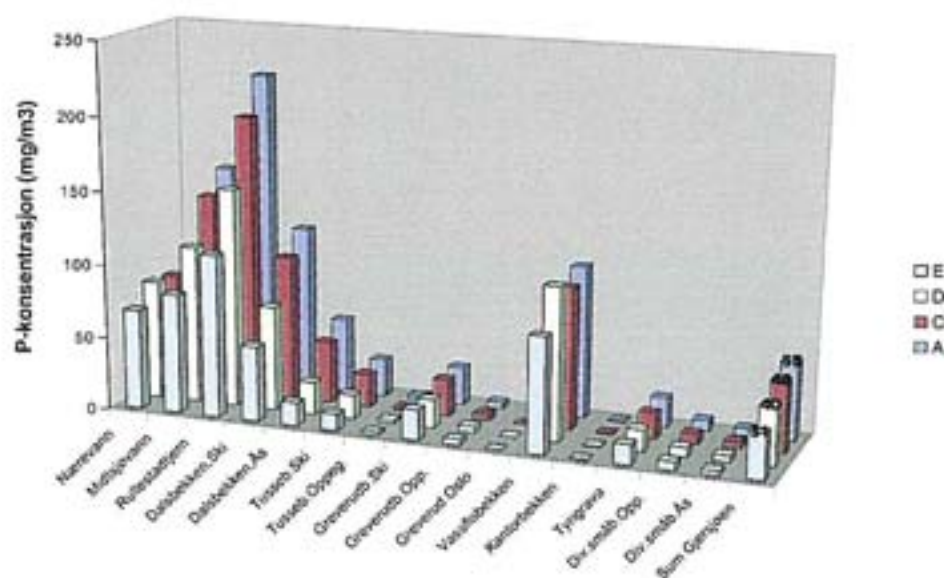
Dyrkingssystem	Arealfordeling (%)			Gjennomsnitt
	Liten erosjonsrisiko	Middels erosjonsrisiko	Stor erosjonsrisiko	
Gras	10	10	10	10
Stubb	5	20	40	22
Høst Korn	15	15	15	15
Pløyd	70	55	35	53



- A = Dagens fordeling av dyrkingssystemer i henhold til tabell 13.
 B = Bedre fordeling mellom stubb (økes til 32 % i snitt) og pløyd areal (reduseres til 43 % i snitt).
 C = Samme fordeling av dyrkingssystemer som A, men mer høstkorn og pløyd areal i klasse for liten erosjonsrisiko (20 + 80 %)
 D = Den kombinerte effekten av B og C
 E = Effekten av D og økt grasareal (til 20 %) på bekostning av pløyd areal (38 %) og høstkorn (10 %).

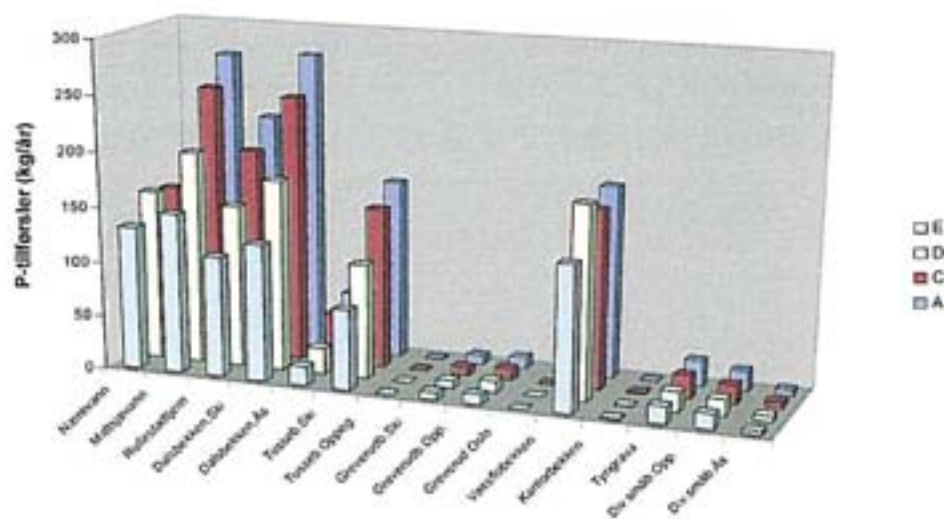
Figur 4. Effekt av endret dyrkingspraksis på erosjon i ulike delnedbørfelt til Gjerstjøen.

En overgang fra dagens situasjon til generelt mindre høstpløyd areal og mer stubb (B) vil kunne redusere erosjonen fra **110 til 100 kg da⁻¹**. Den samme effekten kan oppnås ved å kanalisere arealer med stubb og gras til de mest erosjonsutsatte områdene uten å endre på totalfordelingen av dyrkingssystemene (C). Kombinasjonen redusert jordarbeiding og gras og stubb på de mest erosjonsutsatte områdene (D) vil gi en estimert erosjon på **83 kg da⁻¹**. Figur 5 og Figur 6 uttrykker effekten av de samme endringene (B er fjernet siden C har tilnærmet samme effekt) for P-konsentrasjonen i avrenningsvannet, og for den totale P-transporten fra de ulike del-nedbørfeltene.



A C D E = ulike dyrkingssystem som beskrevet i figur 4

Figur 5. Effekt av endret dyrkingssystem på P-konsentrasjonen i avrenning fra ulike delnedbørfelt.



A C D E = ulike dyrkingssystem som beskrevet i figur 4

Figur 6. Effekt av endret dyrkingssystem på totalt P-tap ved avrenning fra ulike del-nedbørfelt.

Figur 5 viser at forskjellene mellom del-nedbørfeltene er mye større når det gjelder P-konsentrasjon i avrenningen enn det vi ser for erosjon per areal enhet (Figur 6). Effekten av endret dyrkingssystem er størst i Dalsbekken nedenfor Nærevann, også for P-konsentrasjonen. Det ble estimert en nedgang i gjennomsnittlig konsentrasjon av total-P for hele Gjersjøens nedbørfelt fra 53 til 48, 40 og 31 mg P m⁻³ for henholdsvis situasjon C, D og E, mens effekten i Rullestadstjern-området er en nedgang fra 217 til 111 mg P m⁻³ fra situasjon A til E (Figur 5).

Totale P-tilførsler fra de ulike del-nedbørfeltene viser et noe annet mønster avhengig av arealgrunnlaget og P-konsentrasjonen i avrenningen. Tussebekken i Ski bidrar med mye P totalt på grunn av arealets størrelse, mens Rullestad-området har relativt mindre P-avrenning av samme grunn (Figur 6). Vi ser at det er i hovedsak Dalsbekken, Vassflobekken og Tussebekken i Ski som bidrar med P-tilførsler til Gjersjøen, og det er her tiltak for å redusere areal-avrenningen vil få noen merkbar effekt på totaltilførselen til Gjersjøen, selv om erosjonen per arealenhet kan være betydelig også fra små del-nedbørfelt (Figur 4). For del-nedbørfelt som har mer enn 32 % stubb eller mindre enn 43 % åpen åker i utgangspunktet (Nærevann, Greverudbekken, Vassflobekken, Kantorbekken, Tyrigrava, og div. småbekker i Ås), vil situasjon B ha begrenset effekt på redusert P-avrenning. Likevel vil selvsagt en ytterligere økning i stubbarealet bidra til å redusere de samlede P-utslippene også her siden det fortsatt finnes åpen åker. Økning i grasarealet på bekostning av åpen åker kan også være et aktuelt tiltak i disse områdene.

3.2.2 Eng i stedet for korn

Hvis gras- og stubbarealet økes til hhv. 20 og 32 % på bekostning av areal med høstkorn og pløyd mark (E) og omleggingen optimeres i henhold til erosjonsrisiko, kan vi forvente en gjennomsnittlig samlet erosjon fra Gjersjøens nedbørfelt på 64 kg da^{-1} (Figur 4) og en P-belastning på ca 30 mg P m^{-3} (Figur 5). Dette tilsvarer en reduksjon på 40 - 45 % av den totale P-belastningen til Gjersjøen fra jordbruksarealet. I områder som har en relativt stor andel stubbareal i utgangspunktet (f.eks. Nærevann og Vassflobekken) kan omlegging til gras være aktuelt. Også i Dalsbekkens nedbørfelt kan økt grasareal bety en markert reduksjon i P-avrenningen (Figur 6).

Høstkorn har i mange tilfeller vist seg å ikke ha noen effekt på erosjonen i forhold til pløyd mark, og det er all grunn til å vurdere overgang til stubb eller gras også for dette arealet, for å redusere den totale erosjonsbelastningen.

3.2.3 Kostnadseffektivitet ved endret dyrkingssystem

Det er anslått en kostnad på 36-55 kr/da ved omlegging fra høstpløying til hhv. vårpløying og vårharving (Stalleland & Framstad, 1997). Det er lagt til grunn et inntektstap på 36 kr/da grunnet avlingsnedgang, noe som er svært usikkert og naturlig vil variere med jordtype og hellingsgrad. Det er likevel rimelig å anta at det er den best egnede jorda som allerede er lagt om til stubb slik at en ytterligere økning i stubbarealet vil kunne medføre en avlingsnedgang som antydnet her. Ved en gjennomsnittlig kostnad på 50 kr/da vil totalkostnadene ved å gå over fra dagens situasjon (A) til situasjon (B) komme på **63.000 Kr** for jordbruksarealet som drenerer til Gjersjøen (Tabell 14). Dette er ingen sum av kostnadene for hvert enkelt del-nedbørfelt, fordi kostnadene ved omlegging til stubb i områder med stort stubbareal i utgangspunktet (>32%) er satt til 0. Med en gevinst i redusert fosforutslipp på **154 kg**, og en antatt biotilgjengelighet på 20 % ($\beta=0.2$), blir kostnads-effektiviteten ($1000 \text{ kr/kg P}\cdot\beta$) av dette tiltaket **2.0** (Tabell 14). Det må understrekes at dette er høyst usikre estimat.

Tabell 14. Kostnader og kostnadseffektivitet mhp redusert P-belastning som følge av ulike endringer i dyrkingspraksis i Gjersjøens delnedbørfelt. Siden alt C ikke medfører kostnader, så er den utelatt i tabellen.

A = Dagens fordeling av dyrkingssystemer i henhold til tabell 13.

B = Bedre fordeling mellom stubb (økes til 32 % i snitt) og pløyd areal (reduseres til 43 % i snitt).

C = Samme fordeling av dyrkingssystemer som A, men mer høstkorn og pløyd areal i klasse for liten erosjonsrisiko (20 + 80 %)

D = Den kombinerte effekten av B og C

E = Effekten av D og økt grasareal (til 20 %) på bekostning av pløyd areal (38 %) og høstkorn (10 %).

Kommune	Nedbørfelt	Alternativ B			Alternativ D*		Alternativ E		
		Årskostnad (1000 kr)	Red. Tot P KgP/år	Kostnads- effektivitet	Red. Tot P KgP/år	Kostn,eff.	Årskostnad (1000 kr)	Red. Tot P KgP/år	Kostnads- effektivitet
Ski	Nærevann	0	0	0,0	1	0,0	39,5	25	7,9
Ski	Midtsjøvann	18,6	36	2,6	77	1,2	53,9	125	2,2
Ski	Rullestادتjern	12,4	29	2,1	67	0,9	35,8	105	1,7
Ski	Dalsbekken,Ski	24,5	45	2,7	101	1,2	45,7	150	1,5
Ås	Dalsbekken,Ås	5,4	13	2,1	32	0,8	9,8	38	1,3
Ski	Tusseb,Ski	19,8	30	3,3	59	1,7	32,7	91	1,8
Opppegård	Tusseb,Oppeg.	0	1	0,0	1	0,0	0,5	1	2,5
Ski	Greverudb,Ski	0	1	0,0	2	0,0	0	2	0,0
Opppegård	Greverudb,Opp.	0	1	0,0	1	0,0	0	1	0,0
Oslo	Greverud,Oslo	0	0	0,0	0	0,0	0	0	0,0
Ås	Vassflobekken	0	0	0,0	0	0,0	8,2	43	1,0
Opppegård	Kantorbekken	0	0	0,0	0	0,0	0	0	0,0
Opppegård	Tyrigrava	0	2	0,0	6	0,0	1,1	8	0,7
Opppegård	Div,småb,Opp.	0	1	0,0	3	0,0	2,7	4	3,4
Ås	Div,småb,Ås	0,6	1	3,0	1	3,0	1,4	2	3,5
Gjennomsnitt Gjersjøen		63,1	154	2,0	338	0,9	183,1	592	1,5

* samme kostnad som alternativ B

En kombinasjon av redusert pløyd areal, og gras og stubb på de mest erosjonsutsatte områdene (D), vil redusere de totale utslipp av P til Gjersjøen med **338 kg P**. Kostnadene blir de samme som beskrevet ovenfor, og kostnadseffektiviteten på biotilgjengelig P blir da fra **0,9**, altså en meget god uttelling for tiltaket. Denne omleggingen vil føre til en nedgang i P-utslippet fra Dalsbekken alene på **278 kg**, og en kostnadseffektivitet fra **0,55** til **0,84** ved henholdsvis vårpløying og vårharving, ifølge kostnadsberegninger for Årungen (Stalleland & Framstad, 1997). For del-nedbørfeltet Nærevann, og alle andre utenom div. småbekker i Ås og resten av Dalsbekken, er stubbarealet for høyt eller areal med åpen åker for lite til at det blir noen kostnad av omlegging til 32 % stubbareal. For de øvrige nedbørfeltene varierer kostnadseffektiviteten mellom 2,0 og 3,4 for situasjon B, og mellom 0,9 og 3,6 for situasjon D (Tabell 14). For alternativ C påløper det ingen kostnader, da en bare omrokkerer på allerede vårpløyd areale til mer erosjonsutsatte områder. Kostnadseffektiviteten blir følgelig 0 og effekten er den samme som for tiltak B.

Overgang fra korn til grasdyrking vil medføre en sterkere grad av omlegging enn hva tilfellet er for overgang fra høstpløyd åker til stubbåker. Dekningsbidraget ved grasdyrking er satt til 600 kr/da medregnet alle variable kostnader, mens det for en gjennomsnittlig kornavling er satt til ca 700 kr/da (pers. med. Agnar Hegrenes, NILF). Det er derfor rimelig å anta en merkostnad på 100 kr/da ved omlegging fra korn til grasproduksjon, forutsatt at faste kostnader er de samme for begge driftsformene. Det siste er en meget grov forenkling, og vil naturlig nok variere svært fra bruk til bruk avhengig av maskinparken og tilgang på nødvendig utstyr forøvrig. Med utgangspunkt i en merkostnad på 100 kr/da er kostnadene og kostnads-effektiviteten av både økt stubbareal og økt

grasareal (situasjon E) illustrert i Tabell 14. De totale kostnadene for Gjersjøen kommer opp i over **183.000 kr**, mens kostnadseffektiviteten (**1.6**) er bedre enn for overgang til stubb. Områder med stor prosent stubbareal i utgangspunktet fikk ingen effekt av overgang til 32 % stubb (B), men en innføring av gras (E) ga positiv effekt for flere av del-nedbørfeltene.

Det kan søkes om tilskudd til omlegging fra høstpløying til overvintring i stubb. Satsene er pr. 19.06.98: 50 kr/da for lite erosjonsutsatt areal, 70 kr/da for middels erosjonsutsatt, 100 kr/da for areal med stor erosjonsrisiko, og 120 kr/da ved meget stor erosjonsrisiko (Landbruksdepartementet, 1998). Det innebærer at tilskuddene overskrider kostnadene med et mulig unntak for den minst erosjonsutsatte jorda, ifølge tallene fra Stalleland og Framstad (1977). Det kan derfor se ut som om dette er en situasjon som både miljøet og bonden vil tjene på. Lønnsomheten og den praktiske tilretteleggingen for en slik omlegging kan likevel variere svært avhengig av vær, jordtype, ugrasbekjemping, arrondering og tilgjengelig tid.

Ved omlegging fra korn til grasdyrking kan det søkes om årlig tilskudd på 100 kr/da for områder med stor og meget stor erosjonsrisiko. Det kan også tildeles en engangsstønad ved omlegging på inntil 70 % av godkjent tilskuddsgrunnlag, og oppad begrenset til 500 kr /da (Landbruksdepartementet, 1996).

3.2.4 Økt oppholdstid i nedbørfeltet

Et visst tap av N og P gjennom erosjon og utvasking vil alltid foregå fra dyrka mark, og det er naturgitte grenser for hvor lavt disse verdiene kan presses. De foreslåtte mål for P-konsentrasjonen i Dalsbekken og Vassflobekken synes svært lave i forhold til disse grensene. Hvor mye som når resipienten, i dette tilfelle Gjersjøen, vil i første rekke avhenge av oppholdstiden for vannet fra jordet til resipienten, i hvilken grad vannet får infiltrere gjennom jord og våtmarker, og om det er rom for sedimentering underveis. En økt grad av kunstig drenering og føring av bekker og avrenning gjennom rør vil redusere oppholdstiden, og muligheten for selvrensing gjennom jord og sumpvegetasjon.

Fangdammer og renseparker

Buseth (1994) har foreslått en rekke tiltak for å bedre vannkvaliteten i Dalsbekken, som fortsatt representerer den største fosforbelastningen til Gjersjøen. En rensepark, tre fangdammer og delvis tilbakeføring av dagens bekkeløp til det opprinnelige bekkeløpet har en beregnet samlet rense-effekt på 60-300 kg N, og **20-50 kg P år⁻¹**. Kostnadene vil for hver av disse fem tiltakene ligge i intervallet 30.000 til 80.000 kr, til sammen ca 180.000 kr ved etablering, og 5000-10000 kr årlig til ettersyn og vedlikehold, beregnet for prisnivå i 1994. Det foreligger detaljerte beskrivelser av konstruksjon, kapasitet, kostnader, lokalitet og vedlikehold av de enkelte anlegg (Buseth, 1994). Vi forutsetter at tilskudd blir gitt til etablering av fangdammene og antar at årlige utgifter (inkludert avskrivning av etableringskostnader) ikke vil overstige 20.000 kr. Med en renseeffekt på 40 kg P gir dette en kostnadseffektivitet på 2.5 for Dalsbekkens del-nedbørfelt i Ski. Dette tilsvarer omtrent effekten av å øke stubbarealet med 10 % i dette området.

Blant annet fordi man ser det som veldig viktig å ha en god hygienisk standard på bekkevann (lite eller ingen tarmbakterier), er det en god strategi å gjøre tiltak på ledningsnettene først. Fangdamtiltakene er ment som et supplement til kloakksanering og andre tiltak på jordbruksarealene, og kostnadseffektiviteten med hensyn på P-reduksjon er god. Samtidig er det en rekke andre fordeler knyttet til de foreslåtte tiltakene: Et mer variert kulturlandskap med økt biodiversitet, anleggene kan brukes i undervisnings og demonstrasjonssammenheng, de vil redusere flomtopper og periodevis høye næringsbelastninger og oppsamlede sedimenter med verdifulle næringsstoffer vil kunne tilbakeføres til landbruket. Noen ulemper bør også vurderes: Anleggene kan føre til myggplager, tømning av sedimentasjonskamre kan medføre noe avlingsskade på tiliggende jordbruksarealer og sedimentasjonskamre må sikres tilstrekkelig for å unngå fare for barn og dyr.

Det er også foreslått etablering av flere små fangdammer i nedbørfeltet til Midtsjøvann og Nærevann (Buseth m.fl. 1996). To av disse er under planlegging i tilknytning til Solbergkulpen og antas å ha en renseeffekt på 30 til 40 kg P år⁻¹. Kostnadene ved etablering kan grovt anslås til 40.000 kr. De øvrige foreslåtte fangdammene vil kunne fjerne ytterligere 30 kg P år⁻¹, innenfor en kostnadsramme på ca 100.000 kr. Kostnadene for fangdammene er beregnet til 50 til 100 kr m² vannflate.

Ordningen "Tilskudd til forvaltning av kulturlandskapet" (LD) kan i enkelte tilfeller omfatte etablering av fangdammer.

Vegetasjonssoner, våtmarker og grasdekte vannveier

Vegetasjonssoner og naturlige våtmarker kan ha stor verdi for det biologiske mangfoldet, men renseeffekten vil avhenge av arealet avrenningen får filtrere gjennom. Om vannet renner i sitt faste løp, har det liten betydning for avrenningen om det er en vegetasjonssone langs bekken eller ikke. Erosjonen fra lange dalsider kan bli svært stor selv ved liten hellingsgrad, dersom det er åpen åker i dalbunnen. I slike områder vil som oftest erosjonsrisikoen bli kraftig underestimert på kartene. Her vil grasdekte vannveier, eller annen form for permanent vegetasjon, være av stor betydning for å redusere erosjonen.

Fangvekster som sås så tidlig at den dekker jordoverflaten tidlig på høsten kan også redusere erosjon og utvasking av næringsstoffer. Effekten vil avhenge av jordtype og klimatiske forhold, og frysing og tining av grønt plantemateriale kan gi tidsvis stor avrenning av lett biotgjengelig P. Fangvekster har generelt en lav kostnadseffektivitet siden det medfører en betydelig avlingsreduksjon.

Mudring og opprensning av eksisterende dammer og våtmarker er enkle tiltak som kan ha en markert positiv effekt på tilbakeholdelsen av P og sedimenter. Det er bl.a. planlagt mudring av Solbergkulpen i Midtsjøens nedbørfelt. Rensekapasiteten til våtmarker ved utløpet av Gjersjøens tilløpsbekker kan også utnyttes bedre ved f.eks. å bygge terskler ved utløpet slik at vannstanden stiger, vannet må finne nye veier og oppholdstiden i våtmarkene øker.

Kostnadene og effekten av slike tiltak vil variere og må utredes i hvert enkelt tilfelle. Tiltak som grasdekte vannveier vil medføre meget små etableringskostnader, men kan innebære tapt avling på grunn av redusert fulldyrket areal. Det foreligger imidlertid støtteordninger for dette som kan erstatte tapet. Det kan gis 300 kr/da i tilskudd for grasdekte vannveier, og 100 kg/da for fangvekster (Landbruksdepartementet, 1998).

3.3 Tiltak innen kommunalt avløp

3.3.1 Oppegård kommune

Det er tatt utgangspunkt i saneringsplanen, fase 2, revidert utgave fra november 1995. Her er det utredet detaljtiltak med kostnader og fosforreduksjon. De tiltakene som er foreslått i de aktuelle resipientområdene gjelder kun avløp, og ikke vannforsyning. Dersom tiltakene hadde vært både avløp- og vannforsyningstiltak, så måtte de totale kostnadene vært redusert med en tredjedel for å dekke kun avløp. Flere av tiltakene går ut på å trekke PVC-strømpe, noe som utelukkende har effekt på miljøforbedring i Gjersjøen.

Et annet problem er at fosforeffekten dels gjelder mindre utlekking og overløp i lokalfeltet til Gjersjøen, dels mindre tilførsler til Bunnefjorden når innlekkingen blir mindre. Reduserte tilførsler til Bunnefjorden har ingen betydning for Gjersjøen, og denne effekten er derfor trukket fra. Da denne effekten har vært svært betydningsfull, blir den kostnadseffektiviteten betydelig dårligere enn det som tidligere er beregnet.

Siden planen ble skrevet i 1995 er det gjennomført endel tiltak. Effekten er trukket fra i estimatet over overløp og utlekking fra nettet, slik at bare nye tiltak er med i planen.

Tabell 15. Utredede tiltak innen kommunalt avløp i Oppegård kommune. Reduksjon av fosfor er justert for andel som gjelder Gjersjøen. Kostnadseffektiviteten (KE) er korrigert med en faktor for biotilgjengelighet på 0,6.

<i>Nedbørfelt</i>	<i>Res.omr.</i>	<i>Anlegg</i>	<i>Årskostn.</i> <i>(1000 kr)</i>	<i>Ny P-red</i>	<i>KE (Biot.)</i>
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Sønsterud	21,5	10	1,3
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Valhall	21,7	4	3,3
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Ekornrud	42,3	6	4,2
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Stangås	87,3	10	5,2
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Kirkevn.	107,4	4	16,1
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Ormerud	120,4	3	24,1
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Vardenv.	271,3	4	40,7
Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Pernillesvn	392,0	2	117,6
SUM/middel			1063,9	43	26,6
Tussebekken	4a	Sætreskog	81,3	5	9,8
Tussebekken	4a	Skivn.	110,6	5	13,3
Tussebekken	4a	Kringsjø	115,3	5	13,8
SUM/middel			307,2	15	36,9
Greverudbekken	4	Åsmyr	44,3	9	3,0
Greverudbekken	4	Østlivn.	65,7	9	4,4
Greverudbekken	4	Orrevn.	254,1	9	16,9
SUM/middel			364,1	27	8,1

3.3.2 Ski kommune

Det er beregnet en gjennomsnittlig lekkasje på 6 % (168 kg fosfor) på avløpsnettet for Hebekk-området (Ski sentrum). Disse lekkasjene drenerer til resipientområde 10, Dalsbekken. Det er oppført en rekke tiltak i handlingsplanen for avløpsanering i Ski kommune. Dersom alle tiltakene skissert i

Tabell 16 blir gjennomført, er det antatt å redusere utslippene ned til 1% av produsert fosformengde dvs. 28 kg P. Kostnadseffektiviteten på disse tiltakene er beregnet til 8,5.

Lekkasjer fra delnedbørfeltet Tussebekken er estimert til å være minimale, og vil ikke ha noen betydning for Gjersjøen. Tiltak for å bedre lokale forhold, for eksempel oppstrøms Tussetjern, kan være aktuelt, men anbefales ikke med hensyn til Gjersjøens vannkvalitet. Lekkasjer på ledningsnettet fra utløpet av Tussebekken til Gjersjøen er beregnet til ca. 1 %.

Tabell 16. Aktuelle tiltak for utbedring av ledningsnettet i Ski kommune. Kostnadseffektiviteten (KE) er korrigert med en faktor for biotilgjengelighet på 0,6. (Beregningene basert på opplysninger fra Ski kommune, Ellen Velsrud).

<i>Nedbørfelt</i>	<i>Resipient- område</i>	<i>Anlegg</i>	<i>Inv. kost. 1000 kr</i>	<i>Årskostnader 1000 kr</i>	<i>Belastning Kg tot P</i>	<i>P-red.</i>	<i>KE</i>
Dalsbekken	10	Austliv.	540	40,5			
Dalsbekken	10	Løvåsvn.	216	16,2			
Dalsbekken	10	Lysnesvn.	297	22,3			
Dalsbekken	10	Myrvangvn.	567	42,5			
Dalsbekken	10	Gamlevn.	765	56,7			
Dalsbekken	10	Nybrottsvn.	324	24,3			
Dalsbekken	10	Solfallvn.	486	36,5			
Dalsbekken	10	Sandbovn.	702	52,7			
Dalsbekken	10	Vest for jernbanen	313	23,5			
Dalsbekken	10	Fra kum 775 til 288	837	62,8			
Dalsbekken	10	Fra kum 1017 til 1077	240	18,0			
SUM/middel				395,9	2809	28	8,5

3.3.3 Ås kommune

I følge Gunnar Larsen er det ingen tiltak som gjennomføres i dag med tanke på fosforreduksjon. Det kan være utskiftninger av kummer og utbedringer av feilkoplinger der overvann kommer inn på spillvannsnettet. Dette gjøres imidlertid ut ifra driftsmessige årsaker.

3.4 Tiltak innen den spredte bebyggelsen

Tiltakene her vil i hovedsak innebære å skifte ut gamle løsninger dvs. synkekum/septiktank og dårlig fungerende sandfilterløsninger. Oppgraderingen kan skje til minirensanlegg eller tett tank, eventuelt til naturbaserte løsninger.

For minirensanlegg for et hus er årskostnadene satt til 12 730 kr. For tett tank er årskostnaden satt til 7 910 kr. Her vil kostnadene variere endel etter hvor strenge krav Fylkesmannen setter til behandling av gråvann. Hvis dette kan behandles på enklere måte enn inkludert i kostnadsestimatet (sandfilterinfiltrasjon), eller at eksisterende sandfilteranlegg kan benyttes til gråvann, så kan dette bli betraktelig rimeligere.

Buseth m.fl. (1996) har foreslått en rekke tiltak med kombinasjonsløsninger som tar seg av både arealavrenning fra ut- og innmark, og avløp fra spredt bebyggelse. Etableringskostnad for en

boligenhet er satt til ca 43 000 kr. for lukket lecafilter i lite permeable jordarter, og ca 40 000 kr. for åpent infiltrasjonsfilter i nedlagt gjødselkjeller. For etterpoleringsgrøft med leca antydes en kostnad på ca 4 000 kr. Kombinasjonstiltak av den naturbaserte typen der også bekkevann med forurensninger fra kommunal kloakk (feilkoplinger og utlekking) bør ikke være førstevalg. Tradisjonelle ledningsnetttiltak, der forurensningene bekjempes ved kilden bør da prioriteres.

I det videre arbeidet er det tatt utgangspunkt i oppgradering til tett tank. Kostnader og effekter er gitt i tabell 17. Tiltaket gir en kostnadseffektivitet på 12,1 dvs. 12 100 kr pr. kg biotilgjengelig P. Fra avløp i spredt bebyggelse er det regnet med en faktor for biotilgjengelighet på 0,7.

Siden det er en del utpendling i området, er forurensningsproduksjon per person satt til 1,3 g P per døgn mot normalt 1,6.

Tabell 17. Kostnader og effekter av oppgraderinger innen spredt bebyggelse. Årskostnader ved oppgradering av et anlegg til tett anlegg er beregnet til 7910 kr (rente på 7 % og levetid på 20 år). Kostnadseffektiviteten er lik for alle tiltak, omlag 12 (gitt som 1000 kg pr. biotilgjengelig kg P).

<i>Kommune</i>	<i>Nedbørfelt</i>	<i>Re.Omr</i>	<i>Ant anlegg</i>	<i>Årskostn. 1000 kr</i>	<i>Effekt i kg tot P</i>
Ski	Nærevann	9a	3	23,7	2,8
Ski	Midtsjø	9	8	63,3	7,5
Ski	Rullestad	10a	4	31,6	3,7
Ski	Dalsbekken	10	9	71,2	8,4
Ski	Tusse	8	15	118,7	14,0
Oppegård	Greverud	7	4	31,6	3,7
Oppegård	Kantorbekken etter Kolbotnvann (Ingjerdåsen)	3	5	39,6	4,7
Ås	Div. småbekker	12	1	7,9	0,9
SUM			49	387,6	45,7

4. Evaluering av utredede tiltak og forslag til tiltaksplan

4.1 Oversikt over mulige tiltak i hvert resipientområde

Det er i tabell 18 gitt en oversikt over alle utredede tiltak fordelt på resipientområde. For jordbruket er det endel alternative tiltak med forskjellige ambisjonsnivå (B-D) ut ifra antakelsen om at ikke alle tiltak er nødvendige å gjennomføre for å nå ønsket miljøtilstand (miljømål), men at en da velger de mest kostnadseffektive tiltakene som tilsammen akkurat såvidt oppfyller miljømålet.

Tabell 18. Oversikt over mulige tiltakene (spredt bebyggelse, kommunalt avløp og jordbruk) i de ulike resipientområdene, samt årskostnad ved gjennomføring, forventet reduksjon i total fosfor (til primærresipient) og kostnadseffektivitet. Jordbruksiltakene er satt opp med alternative tiltak (B, D og E, se figur 4), der tiltak E inngår i summen av reduserte P-tilførsler.

Kommune	Nedbørfelt	Res.Omr.	Type	Tiltak		
				Årskostnad, 1000 kr	Red tot P, kg/år	Kostadseff. (stigende)
Ski	Nærevann	9a	Jordbruk,E:	39,5	25,0	7,9
			Spredt:	23,7	2,8	12,1
			Sum 9a:	63,2	27,8	
Ski	Midtsjøvann	9	Jordbruk, D:	18,6	77	1,2
			Jordbruk, E:	53,9	125	2,2
			Jordbruk, B:	18,6	36	2,6
			Spredt:	63,3	7,5	12,1
			Sum 9:	117,2	132,5	
Ski	Rullestad tjern	10a	Jordbruk, D:	12,4	67	0,9
			Jordbruk, E:	35,8	105	1,7
			Jordbruk, B:	12,4	29	2,1
			Spredt:	31,6	3,7	12,2
			Sum 10a:	67,4	108,7	
Ås	Dalsbekken	11	Jordbruk, D:	5,4	32	0,8
			Jordbruk, E:	9,8	38	1,3
			Jordbruk, B:	5,4	13	2,1
			Sum 11:	9,8	38	
Ski	Dalsbekken	10	Jordbruk, D:	24,5	101	1,2
			Jordbruk, E:	45,7	150	1,5
			Fangdammer:	20,0	40,0	2,5
			Jordbruk, B:	24,2	45	2,7
			Spredt:	71,2	8,4	12,1
			Kom. Avløp:	395,9	28,0	23,6
			Sum 10:	532,8	226,4	
Ski	Tussebekken	8	Jordbruk, D:	19,8	59	1,7
			Jordbruk, E:	32,7	91	1,8
			Jordbruk, B:	19,8	30	3,3
			Spredt:	118,7	14,0	12,1
			Sum 8:	151,4	105	
Oppegård	Tussebekken	4a	Jordbruk, E:	0,5	1	2,5
			Kom. avløp:	307,2	15,0	34,1
			Sum 4a:	307,7	16	
Ski	Greverudbekken	7	Spredt:	31,6	3,7	12,2
Oppegård	Greverudbekken	4	Kom. avløp:	364,1	27,0	22,5
Oslo	Greverudbekken	6	Ingen tiltak	-	-	-
Ås	Vassflobekken (Foleslora)	13	Jordbruk, E:	8,2	43	1,0
Oppegård	Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Kom. avløp:	1063,9	43	41,2
Oppegård	Kantorbekken etter Kolbotnvann	3	Spredt:	39,6	4,7	12,0
Oppegård	Tyrigrava	1a	Jordbruk, E:	1,1	8	0,7
Oppegård	Div. småbekker	1	Spredt:	7,9	0,9	12,5
			Jordbruk, E:	2,7	4	3,4
			Sum 1:	10,6	4,9	
Ås	Div. småbekker	12	Jordbruk, B:	0,6	1	3,0
			Jordbruk, D:	0,6	1	3,0
			Jordbruk, E:	1,4	2	3,5
			Sum 12:	1,4	2	

4.2 Vurdering om miljømålene kan oppfylles og forslag til tiltakspakke

I tabell 19 vises det hvor langt man kommer i å oppnå målsettingen og den nødvendig reduksjon av fosfor for å nå målet som er hentet fra tabell 12.

Tabell 19. Utrekede tiltaks reduksjoner, sett i forhold til nødvendig reduksjon til primærresipient for å nå miljømålet. Prosentverdiene er angitt for hvor langt en kommer i forhold til miljømålet, der det ikke nås. For Gjersjøen er alle retensjoner regnet inn.

<i>Vannforekomster</i>	<i>Nødvendig reduksjon, kg P/år</i>	<i>Sum reduksjon utredede tiltak kg P/år</i>	<i>Kommentar</i>
Kantorbekken	4 av 188	43	Målet kan overoppfylles
Greverudbekken	65 av 167	31	Målet ikke nådd, 47%
Tussebekken	90 av 430	121	Målet kan overoppfylles
Dalsbekken	963 av 1437	435	Målet ikke nådd, 45%
Fåleslora	115 av 275	43	Målet ikke nådd, 37%
Kolbotnvann	54 av 134	43	Målet ikke nådd, 80%
Nærevann	129 av 204	28	Målet ikke nådd, 22%
Midtsjøvann	286 av 493	152	Målet ikke nådd, 53%
Gjersjøen	206 av 762	227	Målet kan bli nådd

Som vist i Tabell 19 blir den når man målsettingen til Gjersjøen ved å implementere alle, eller nesten alle, tiltakene. Summen av alle tiltakene gir en effekt til primærresipient på 745 kg fosfor. Med fratrukk for alle retensjoner, gir dette en netto effekt på 227 kg fosfor til Gjersjøen. For Kantorbekken (som har et relativt lite ambisiøst mål) kunne en klart seg med færre tiltak, og tiltakene i spredt bebyggelse er her langt mer kostnadseffektive enn tiltak innen kommunalt avløp. Målsettingen for Kantorbekken overstyrer imidlertid av målsettingen for Kolbotnvannet, noe som gjør at samtlige av de utredede tiltakene oppstrøms Kolbotnvann bør gjennomføres. Her er det stort sett kommunale tiltak som er aktuelle, og med dårlig kostnadseffektivitet, faktisk dårligst av alle tiltakene i hele analysen.

Det generelle bildet er at miljømålene til de lokale vannforekomstene, både bekker og mindre innsjøer, overstyrer Gjersjøens miljømål. Det er ennå langt igjen til å nå miljømålet for de fleste vannforekomstene, og kortest kommer man i forhold til Nærevann der vi kun når 22% av nødvendig avlastning. Her blir det derfor særlig viktig at en rask kommer i gang med tiltaksgjennomføringen og at en forsøker å utrede ytterligere tiltak. For Tussebekken kan målet overoppfylles. Alle, eller tilnærmet alle, tiltak må imidlertid implementeres for å nå Gjersjøemålet.

Hvis noen av tiltakene ikke skal gjennomføres, måtte det vært de minst kostnadseffektive tiltakene i Kantorbekken etter Kolbotnvannet eller Tussebekken, dvs. de kommunale tiltakene i Oppegård. Problemer med bakterier kan bety at avløpssektoren allikevel må gjennomføre alle tiltak til tross for at kostnadseffektiviteten er svak eller at en overoppfyller Gjersjøens miljømål. I dette tilfellet er det foreslått å gjennomføre alle tiltak for å sikre en forsvarlig hygienisk kvalitet i nedre del av Kantorbekken og Tussebekken.

Som vi ser av tabell 20 er det meget stor forskjell i kostnadseffektivitet for de forskjellige tiltakene. Kostnadseffektiviteten, som er målt i 1000 kr pr redusert kg av biotilgjengelig fosfor, ligger for

landbrukstiltakene rundt 1-3, mens den for spredt bebyggelse er 12, og for kommunalt avløp fra 20-40. Dette har sammenheng med at det gjennom flere tiår er jobbet systematisk med å oppgradere ledningsnett. Selv om et er dyre tiltak har de allikevel stor betydelig, og løser i tillegg til fosfor også evt. hygieniske problemer, samt forhold omkring lukt og estetikk. Som vi har nevnt tidligere mener vi at primærretensjonen slår relativt likt ut for alle kildene, kanskje med en noe større retensjon for jordbruket. Dette kan bety at kostnadseffektiviteten for jordbrukstiltak er noe dårligere enn det som vises her. Det er allikevel så stor forskjell i kostnadseffektivitet mellom tiltakene at dette ikke vil spille inn på rangeringen av dem.

Tabell 20. Oversikt over anbefalte tiltak (spredt bebyggelse, kommunalt avløp og jordbruk) i de ulike resipientområdene, samt årskostnad ved gjennomføring, forventet reduksjon i total fosfor (til primærresipient) og kostnadseffektivitet.

Kommune	Nedbørfelt	Res.Omr.	Type	Tiltak		
				Årskostnad, 1000 kr	Red tot P, kg/år	Kostadseff. (stigende)
Ski	Nærevann	9a	Jordbruk,E:	39,5	25,0	7,9
			Spredt:	23,7	2,8	12,1
			Sum 9a:	63,2	27,8	
Ski	Midtsjøvann	9	Jordbruk, E:	53,9	125	2,2
			Spredt:	63,3	7,5	12,1
			Sum 9:	117,2	132,5	
Ski	Rullestad tjern	10a	Jordbruk, E:	35,8	105	1,7
			Spredt:	31,6	3,7	12,2
			Sum 10a:	67,4	108,7	
Ås	Dalsbekken	11	Jordbruk, E:	9,8	38	1,3
			Sum 11:	9,8	38	
Ski	Dalsbekken	10	Jordbruk, E:	45,7	150	1,5
			Fangdammer:	20,0	40,0	2,5
			Spredt:	71,2	8,4	12,1
			Kom. Avløp:	395,9	28,0	23,6
			Sum 10:	532,8	226,4	
	<i>Hele Dalsbekken (med retensjon)</i>		<i>SUM</i>	<i>790</i>	<i>502</i>	
Ski	Tussebekken	8	Jordbruk, E:	32,7	91	1,8
			Spredt:	118,7	14,0	12,1
			Sum 8:	151,4	105	
Oppegård	Tussebekken	4a	Jordbruk, E:	0,5	1	2,5
			Kom. avløp:	307,2	15,0	34,1
			Sum 4a:	307,7	1	
	<i>Hele Tussebekken</i>		<i>SUM</i>	<i>459</i>	<i>121</i>	
Ski	Greverudbekken	7	Spredt:	31,6	3,7	12,2
Oppegård	Greverudbekken	4	Kom. avløp:	364,1	27,0	22,5
	<i>Hele Greverudbekken</i>		<i>SUM</i>	<i>396</i>	<i>31</i>	
Ås	<i>Vassflobekken (Foleslora)</i>	13	Jordbruk, E:	8,2	43	1,0
Oppegård	Kantorbekken før Kolbotnvann	2	Kom. avløp:	1063,9	43	41,2
Oppegård	Kantorbekken etter Kolbotnvann	3	Spredt:	39,6	4,7	12,0
	<i>Hele Kantorbekken (med retensjon)</i>		<i>SUM</i>	<i>1104</i>	<i>33</i>	
Oppegård	Tyrigrava	1a	Jordbruk, E:	1,1	8	0,7
Oppegård	Div. småbekker	1	Spredt:	7,9	0,9	12,5
			Jordbruk, E:	2,7	4	3,4
			Sum 1:	10,6	4,9	
Ås	Div. småbekker	12	Jordbruk, E:	1,4	2	3,5
	<i>Hele nedbørfeltet til Gjersjøen</i>		<i>SUM</i>	<i>2770</i>	<i>745</i>	

4.3 Avsluttende kommen tarer

4.3.1 GIS-verktøy

For å beregne kildebaserte tilførsler i et større nedbørfelt som Gjersjøens med flere kommuner og mange mindre vannforekomster, er det nødvendig å kjenne alle arealene for alle arealkategorier innen hvert resipientområde. For å unngå et omfattende planimetreringsarbeid (som er gjort denne analysen) kan dette enklest gjøres med et GIS-verktøy. En trenger 1:50 000 digitaliserte kart fra Statens kartverk med arealene jordbruk, skog, tettsteder og vann. REGINE-områdene fra NVE legges på. Gjersjøens nedbørfelt består kun av to REGINE delnedbørfelt, så her må det digitaliseres nye grenser for de 15 resipientområdene. Dette gjøres best på grunnlag av økonomiske kartverk (1:10 000) der kommunene (teknisk etat) har tegnet inn nedbørfeltgrensene. REGINE-grensene må også etterses, og evt. justeres, da disse er tegnet opp på bakgrunn av 1:50 000 kart som kan være noe unøyaktige.

4.3.2 Målhierarki

Ved fastsettelse av miljømål i et komplisert nedbørfelt som Gjersjøens, må det defineres hva som er viktigst, Gjersjøen eller de lokale vannforekomstene. Eventuelt må det settes opp et målhierarki. I foreliggende titaksanalyse er det gått ut i fra at det er like viktig å redusere tilførsler til de lokale vannforekomstene som til Gjersjøen. Hvis derimot det å redusere tilførsler til Gjersjøen hadde hatt overordnet viktighet, ville det vært naturlig å regne retensjonen inn i i kostnadseffektivitetsuttrykket. Tiltak et stykke opp i nedbørfeltet ville da generelt sett fått dårligere kostnadseffektivitet sammenliknet med tiltak i Gjersjøens nærområde. Det er ikke uvanlig å gi høyere vekt for vannforekomster som har "viktige" brukerinteresser knyttet til seg. Vannforsyning, som jo Gjersjøen brukes til, regnes som oftest som viktigste brukerinteresse.

På den andre siden kan en si at tiltak i forbindelse med de lokale vannforekomstene langt opppe i nedbørfeltet (f.eks. til Nærevann) får en større effekt enn tiltak i nærområdet til Gjersjøen, fordi de førstnevnte tiltakene virker både i den lokale vannforekomsten og i Gjersjøen. Det at miljømålet er lenger fra dagens tilstand kan også brukes som argument for at at tiltak knytta til de lokale vannforekomstene er viktigst. Dette kunne en tenke seg å gi et utslag i kostnadseffektivitetsuttrykket ved f.eks. å gi effekten forskjellige vekter. Dette blir fort ganske komplisert, men forholdet bør allikevel gis en oppmerksomhet ved f.eks. en skjønnsmessig tilleggseffekt.

I denne analysen er avstanden mellom dagens tilstand og miljømålet er størst i de lokale vannforekomstene. For Gjersjøen er denne avstanden minst, noe som impliserer at hvis en begynner opppe i nedbørfeltet og gjennomfører tiltak ut ifra lokale hensyn vil miljømålet i sluttresipienten løses av seg selv.

4.3.3 Retensjon

Det kan være problematisk å beregne totale retensjoner i større nedbørfelt som Gjersjøens med mange mindre innsjøer, bekker og våtmarksområder. Kildeberegnete primærttilførsler fra de forskjellige småfeltene kan ofte være rimelige, men det gir store overestimeringer hvis en forsøker å summere alle delfeltene. Det er derfor lagt inn en primærretensjon for hvert delfelt slik at de samlede kildeberegnete tilførslerne til Gjersjøen blir rimelige, og mer i sammenheng med det som måles i bekker og beregnes med innsjømodeller.

4.3.4 Felles ambisjonsnivå

Når flere kommuner deler et nedbørfelt, slik som for Gjersjøen, er det viktig at alle kommunene deltar med tilnærmet samme ambisjonsnivå når det skal defineres miljømål og ikke minst når tiltak skal utredes. Hvis en av kommunene definerer lite ambisiøse miljømål som ligger nær opptil dagens miljøtilstand, vil det lett oppfattes som urettferdig i forhold til andre kommuner som deler den samme vannforekomsten.

En tiltaksanalyse som denne er en oversiktsanalyse der en vanligvis ikke går inn og utreder nye kommunale tiltak, men trekker inn i analysen tiltak som allerede er utredet i forbindelse med saneringsplanen. Hvis kommunene har veldig forskjellige ambisjonsnivå for utredning av nye tiltak, vil det derfor kunne gi en ubalansert tiltaksplan. Det kan også bli ubalanse i en plan hvis en sektor er utredet grundig (i dette tilfellet tiltak innen jordbruket), mens andre sektorer er utredet noe mer tilfeldig (i dette tilfellet kommunalt avløp).

4.3.5 Tilleggskriterier

I tillegg til fosfor, som her er benyttet som hovedkriterie, vil ofte bakterier være en tilleggskriterie som særlig er viktig ved vurdering av kloakktiltakene. Når en i tillegg fokuserer mye på lokale bekker, som ofte kan ha bakterieproblemer, vil kloakktiltak ofte måtte gjennomføres selv om de kommer ut med en dårlig kostnadseffektivitet eller at fosformålsettingen overoppfylles.

Et annet forhold som gjør at kostnadseffektivitet mhp. fosfor ofte må fravikes som grunnlag for gjennomføring er at tiltak har forskjellig gjennomførbarhet. Dette kan skyldes at det for enkelte tiltak er lagt opp gode tilskuddsordninger og at de derfor er lette å gjennomføre, eller at andre tiltak ikke lett får nødvendig politisk støtte. Dette er imidlertid forhold som ligger utenfor en tiltaksanalyse, og som må tilligge kommunale myndigheter å gjøre i planarbeidet og den politiske behandlingen etter at tiltaksanalysen er gjennomført (Bratli og medarb. 1995a).

Referanser

- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15 m. NIVA-rapport O-85110, L. nr. 2201, 44 s.
- Berge, D. og Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport O-87062. 98 s.
- Bjørnskau 1998. Notat om tilførsler fra anlegg i spredt bebyggelse. 4s.
- Braskerud, B.C., 1997. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensninger V: Beregning av renseeffekt. Jordforsk rapport nr. 135/97.
- Bratli, J. L., A. Gjølstein & M. Mjelde 1997. Restaurering av Borrevannet. Selvrensing av næringssalter og suspendert stoff gjennom naturlige sivbelter. Sluttrapport. NIVA-rapport. O-92064, E-92426. Lnr. 3741-97. 46 s
- Bratli, J. L., E. Hauan, D. S. Rosland, A. A. Sandnes & L. Størseth. 1995a. Miljømål for vannforekomstene, hovedveileder (miljømålfastsetting og tiltaksanalyse). SFT-veileder nr. 95:05. 55 s. ISBN-nr. 82-7655-261-7.
- Bratli J. L., Holtan H. og S. O. Åstebøl 1995b. Tilførselsberegninger, veileder. Miljømål for vannforekomstene. SFT-veileder nr. 95:02. 70 s. ISBN-nr. 82-7655-258-7.
- Bratli, J. L., J. Molvær, E. Lømsland, H. Holtan, K. Baalsrud & A. Juliussen. 1995c. Sammenhenger mellom utslipp og virkning. Miljømål for vannforekomstene. SFT-veileder nr. 95:01. 50 s. ISBN-nr. 82-7655-257-9.
- Buseth, A.G., 1994. Reduksjon av næringsstofftilførselen til Gjersjøen ved bruk av våtmarker og fangdammer. Jordforsk rapport nr. 7.0217-23/1.
- Buseth, A.G., L. Westlie og J.C. Kehler, 1996. Muligheter for utprøving og dokumentasjon av kombinasjonsløsninger i nedslagsfeltet til Midtsjøvann og Nærevann. –Forprosjekt. Jordforsk rapport nr. 43/96.
- Bækken T. & J. L. Bratli. 1995. Avrenning og forurensning fra skog og skogsbruk. En litteraturstudie. NIVA-rapport O-95119. L.3354-95. 31 s.
- Bækken T. & J. L. Bratli. 1996. Utredning om deposisjon og avrenning av fosfor og nitrogen fra bakgrunnsarealer og vurdering av antropogen herkomst. O-94060. Lnr.3525-96. NIVA-rapport. 40 s.
- Faafeng, B. 1995. Overvåking av Kolbotnvannet 1994 samt av Gjersjøens tilløpsbekker. (Monitoring of the water quality in Lake Kolbotnvannet 1994 and loading of Lake Gjersjøen from its main tributaries. NIVA-rapport OR-3397. 46 sider.
- Faafeng, B. og T.J. Oredalen, 1996. Gjersjøens utvikling 1972-95, og resultater fra sesongen 1995. NIVA rapport lnr. 3571-96. 65 s.

Faafeng, B., P. Brettum, E. Fjeld, T. J. Oredalen. 1997. Evaluering av Kolbotnvannet. Overvåking av vannkvalitet og tilførsler til Gjersjøen via tilløpsbekker i 1996, samt undersøkelse av miljøgifter i sediment. NIVA-rapport l.nr. 3707-97. 67 s.

Faafeng, B. og Oredalen, T. J. 1998. Gjersjøens utvikling 1972-97, og resultater fra sesongen 1997. NIVA rapport l.nr. 3881-98.

Faafeng, B. og J. E. Løvik, 1988. Overvåking av Gjersjøen. Rutineundersøkelse 1987. NIVA rapport lnr. 2152.

Fykesmannen i Oslo og Akershus, Landbruksavdelingen, 1998. MST Miljøstatus Versjon 4. Veileder for beregning av miljøpåvirkning fra jordbruksarealer og jordbruksdrift.

Grønlund, A., 1996. Forenklet kartlegging av jordarbeiding i forhold til erosjonsrisiko. Jordforsk rapport nr. 57/96.

Holtan, G. & D. Berge. Upublisert. Deposisjon av fosfor på Maridalsvannet

Landbruksdepartementet, 1996. Forskrift om tilskudd til miljørettet omlegging i kornområder.

Landbruksdepartementet, 1998. Forskrift om tilskott til endret jordarbeiding m.m.

Landbrukskontoret i Follo, pers. Medd.

Larsen, D.P. og Mercier, H.T. 1976. Phosphorus Retention Capacity of Lakes. J. Fish. Res. Board Ca. 33. pp. 1742-1750.

Lindholm O. G. 1997. Materialstrømsanalyse for avløpsfeltet. Forelesningsnotat ved NIF-kurs Overløp er nødvendig, men kan forvaltes forsvarlig 8-10 januar 1997.

Løvstad, Ø. 1998. Fastsettelse av foreløpige mål for vannkvalitet i viktige vassdrag i Follo. Notat. Oslo 29.05.1998. 7 s.

Løvstad, Ø., K. Bjørnskau og E. Skullerud, 1998. Lokal vannkvalitetsovervåking i Ski Kommune, 1997. Limno-consult, og Ski Kommune, teknisk sektor.

Oppegård kommune 1995. Saneringsplan for avløpsnett – fase 2. Revidert utgave nov. 95. Sektor for teknikk og miljø, teknisk sjef. 29 s.

Rognerud, S., D. Berge & M. Johannessen 1979. Telemarkvassdraget - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport O-70112.

Ski kommune. Velsrud, Ellen. Pers. Medd.

Stalleland og Framstad 1997. Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Årungen. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. NILF-notat 1997:8. 34 s.

Syversen, N., 1997. Vegetasjonssoner som tiltak for å redusere overflateavrenning fra kornarealer. Jordforsk rapport nr.30/97.

Velsrud, E. C. 1998. Tilførsler til Gjersjøen fra kommunalt avløpsnett. Notat. 3 s.

Wivestad, T. M. 1998. Forurensningsregnskap for Buskerud. Fylkesmannen i Buskerud. Rapport nr. 2/1998. 41 s.

Ås kommune. Gunnar Larsen, pers. Medd.

Vedlegg B. Generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger for kloakk.

Forurensningsproduksjon pr. pe: 1,3 g P/døgn

<i>Kostnader (kr):</i>	<i>Investering:</i>	<i>Drift:</i>	<i>Årskostnad:</i>
Infiltrasjonsanlegg	50 000	900	5 620
Minirensanlegg 1 hus	100 000	3 300	12 730
Minirensanlegg 2 hus	130 000	4 500	16 760
Tett tank	60 000	2 250	7 910
Snurredassen	27 000	1000	3 550

Off. ledn. anlegg pr l meter:	700
Priv. ledn. anlegg pr l meter:	350

Levetiden for systemene er satt til 20 år.

Infiltrasjonsanlegg:

Slamavskilleren tømmes en gang pr år.

Minirensanlegg:

Prisinformasjonen for minirensanlegg er hentet fra Biovac. Prisen gjelder systemet ferdig montert. Driftsutgiftene gjelder kjemikalier (250.-) og serviceavtale (ca 2000.-) med besøk 2-3 år. Strømutgifter er medregnet (kr. 1000.- /år).

Tett tank:

Prisen på tett tank system er basert på opplysninger fra Heidenreich, Skien v / Berge.

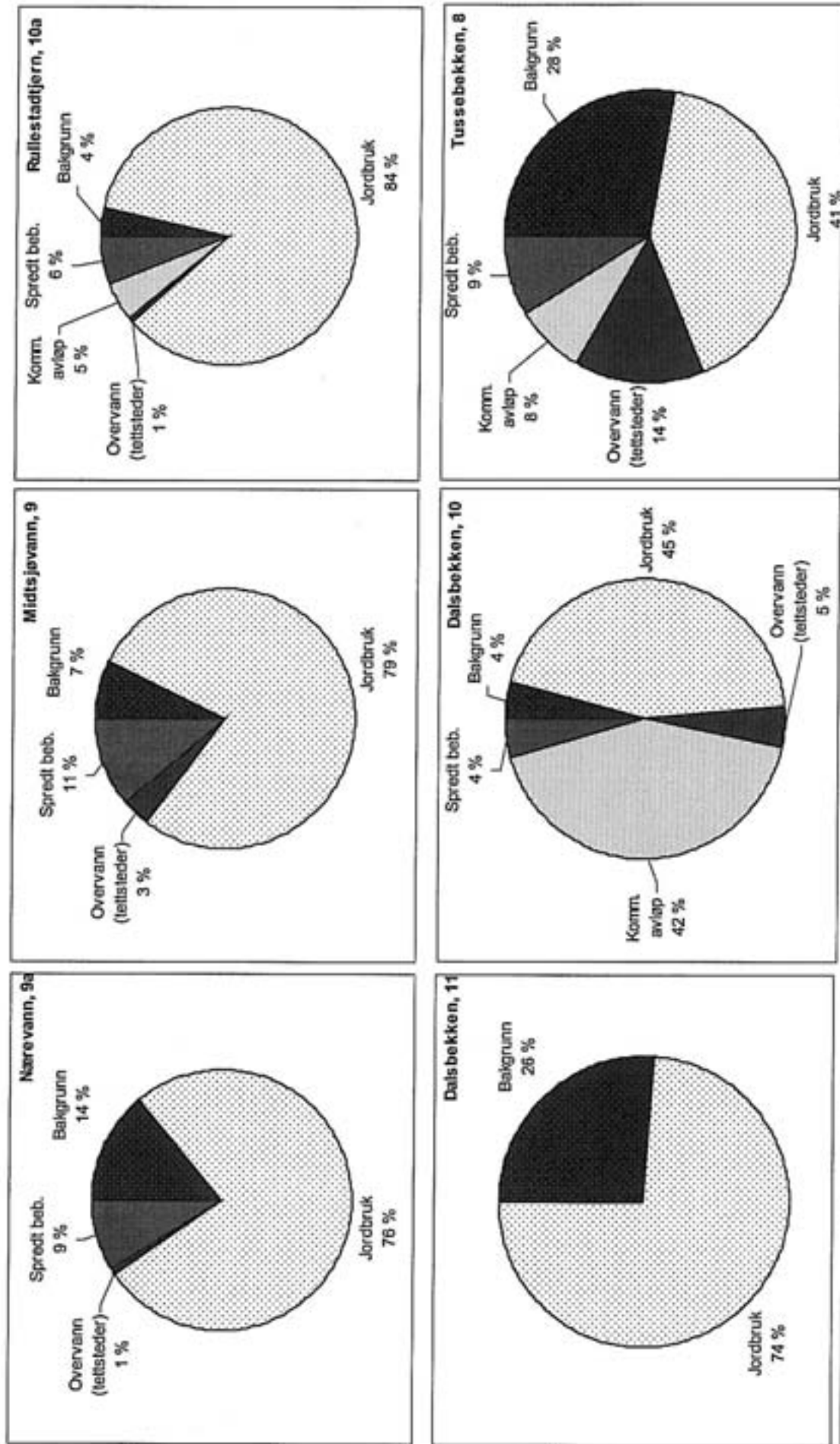
Det er tatt utgangspunkt i en 6000 l tett tank for sortvann og en 2000 l slamavskiller for gråvann med etterfølgende fordelingspumpe og sandfilterinfiltrasjon. Det er ikke regnet med kostnader for fordeling (separering) av gråvann og sortvann inne i bygningen.

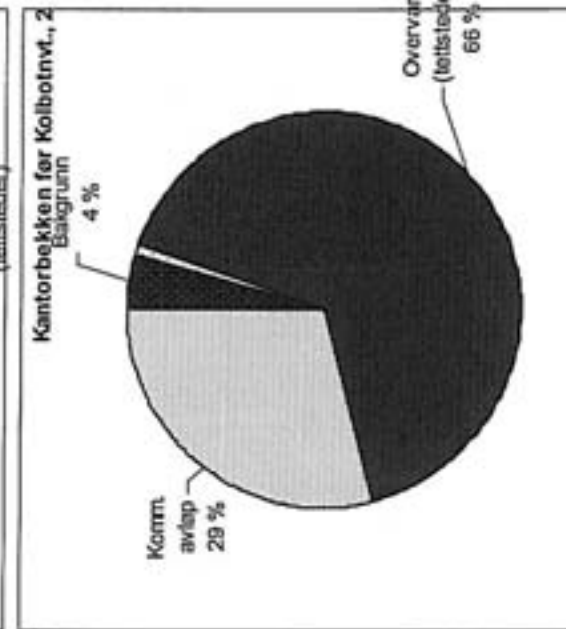
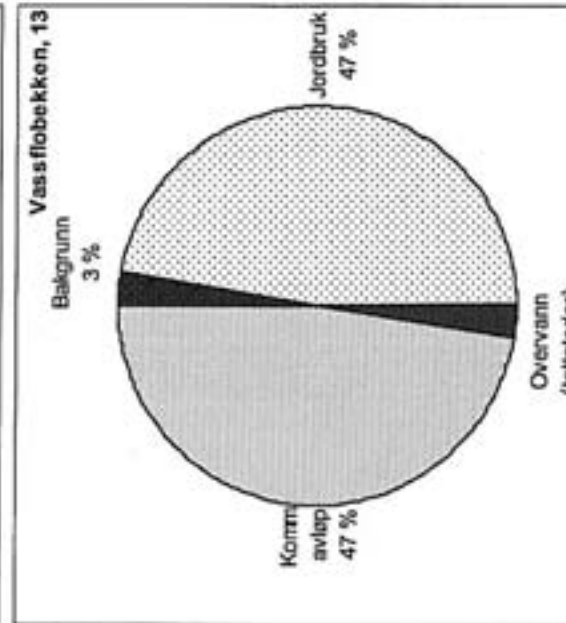
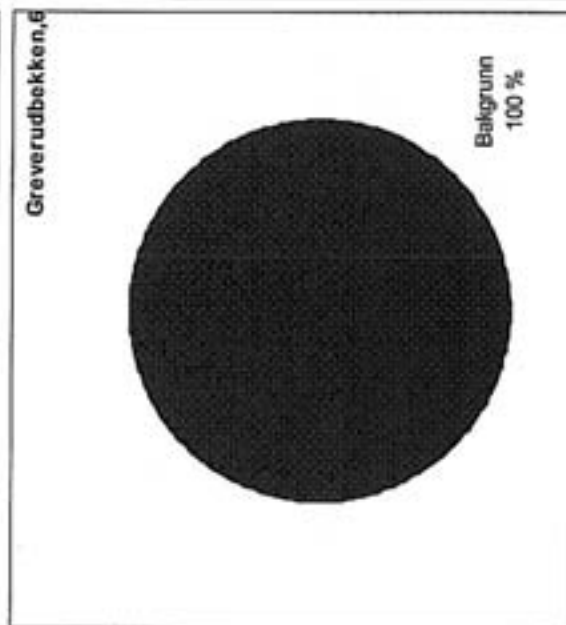
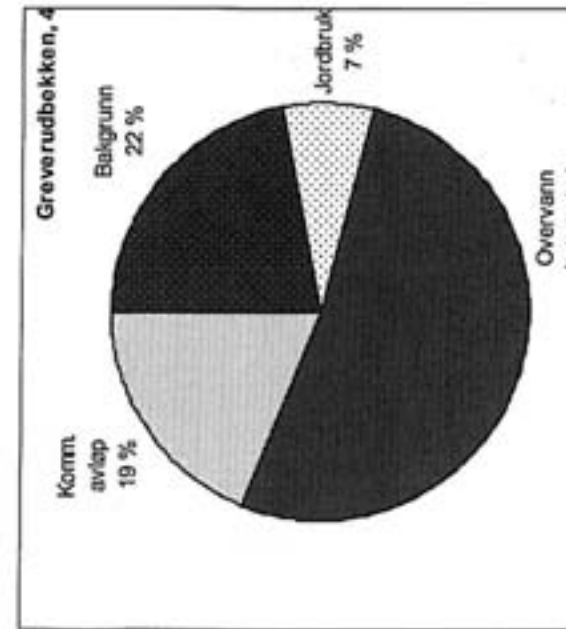
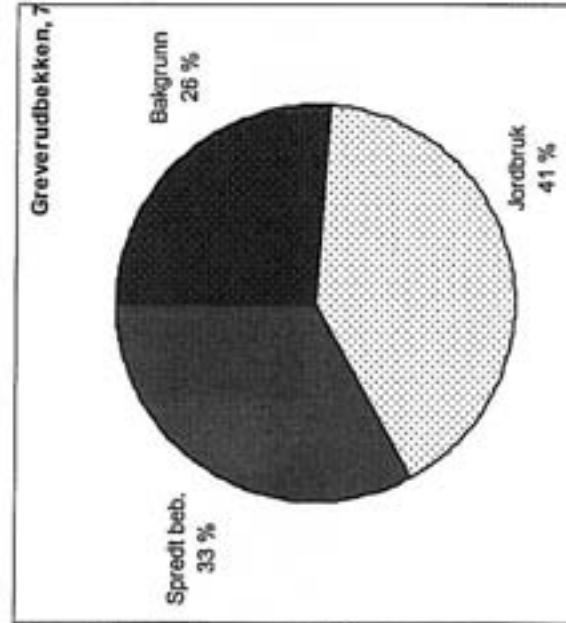
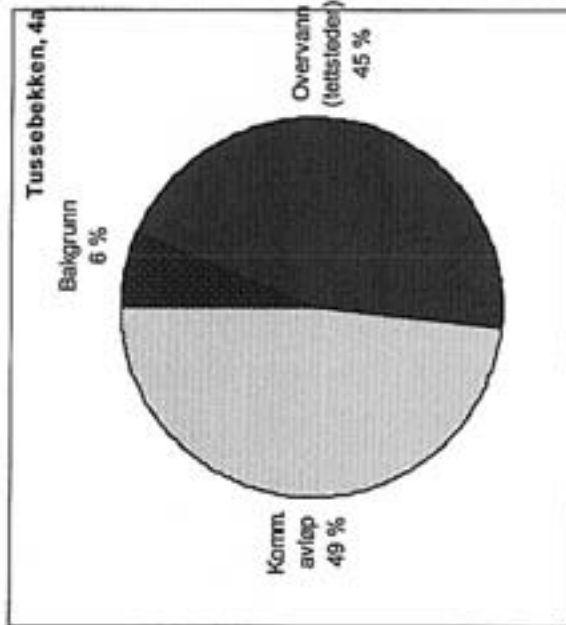
Sortvannet tømmes 2 g. pr.år, gråvannet en gang annenhvert år. Prisen forutsetter et fast opplegg med regulær tømming. Priser innhentet fra Vestfold Septikrens. Deponeringsgebyr på 60 kr m³ er innkalkulert.

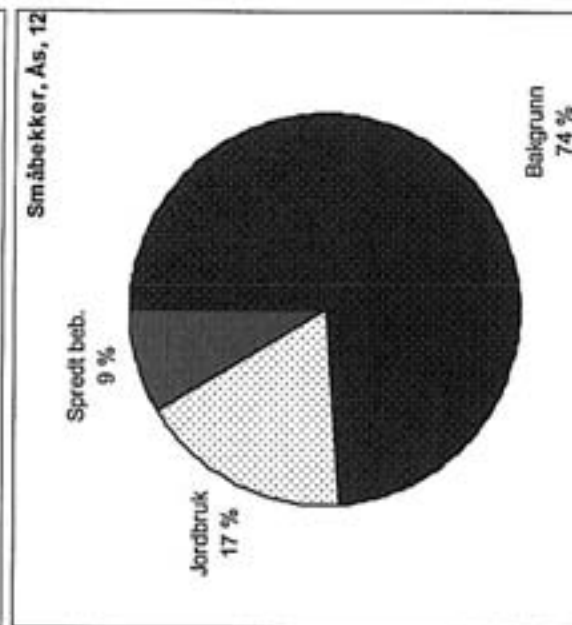
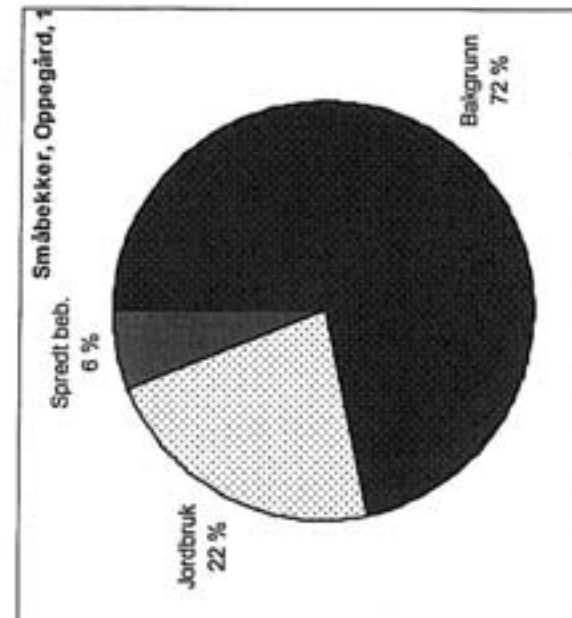
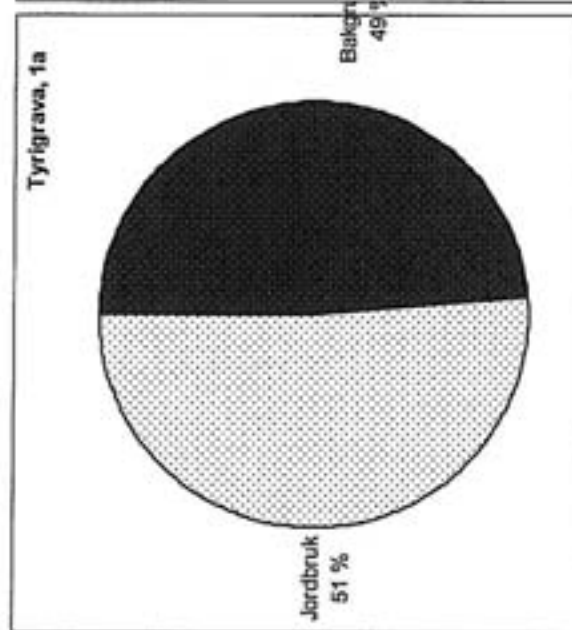
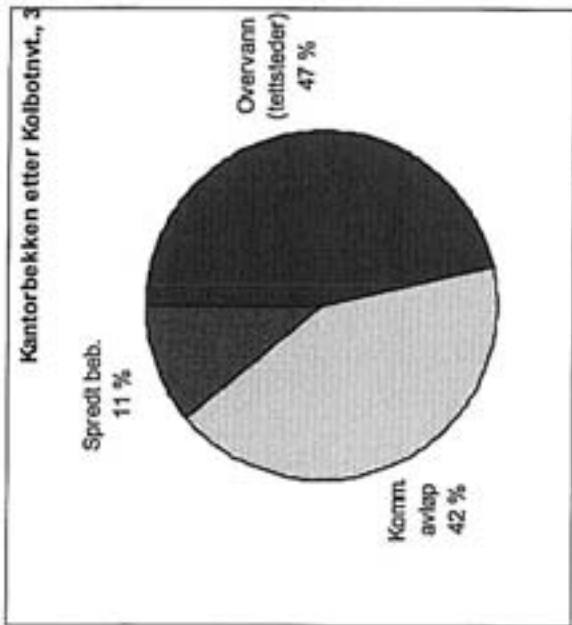
Snurredassen

Opplysninger fra Vera A/S. Investeringen estimert til ca 22.000. Rørleggerarbeid to dager, ca. kr 5.000 (kan gjøres selv). Må stå i kjeller (1.30*1.30). Driftsutgifter innbefatter strøm og sanitærbark.

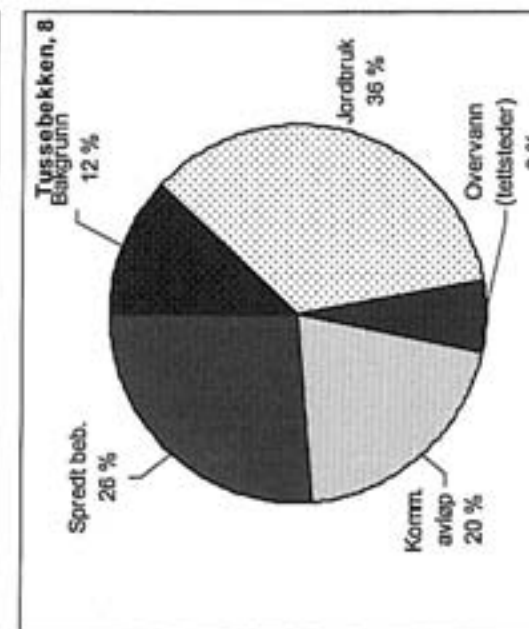
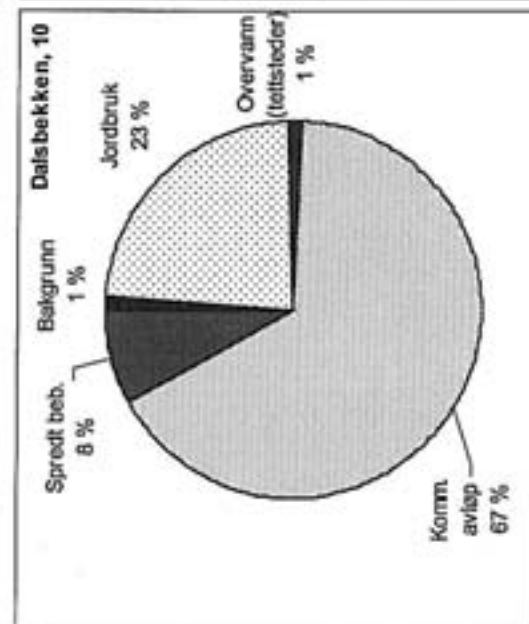
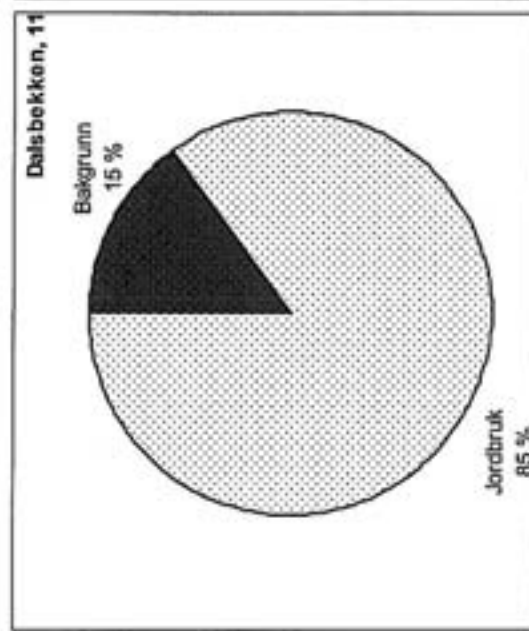
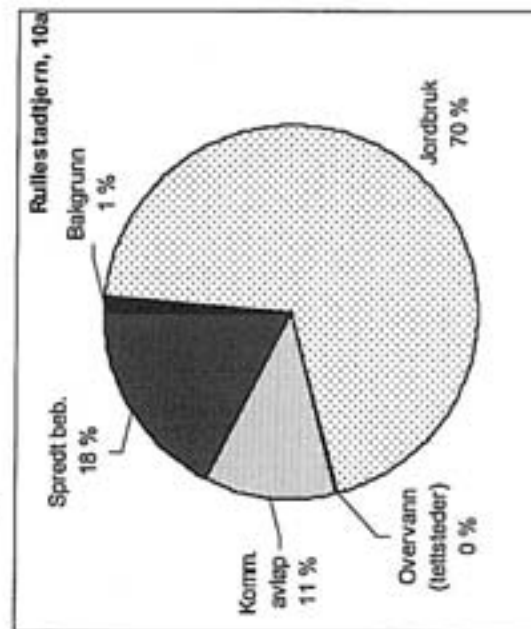
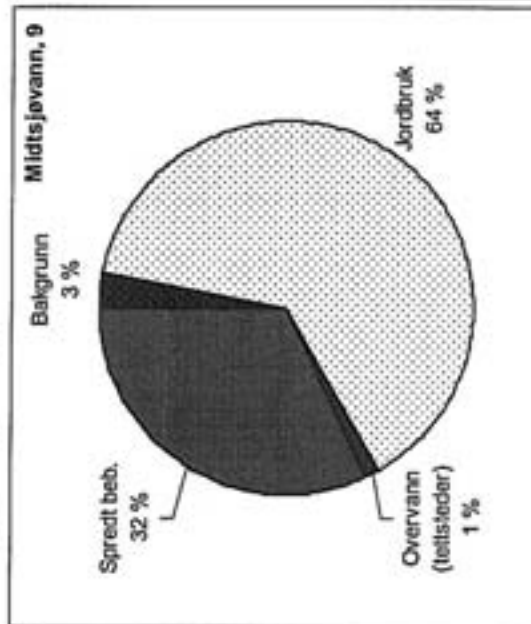
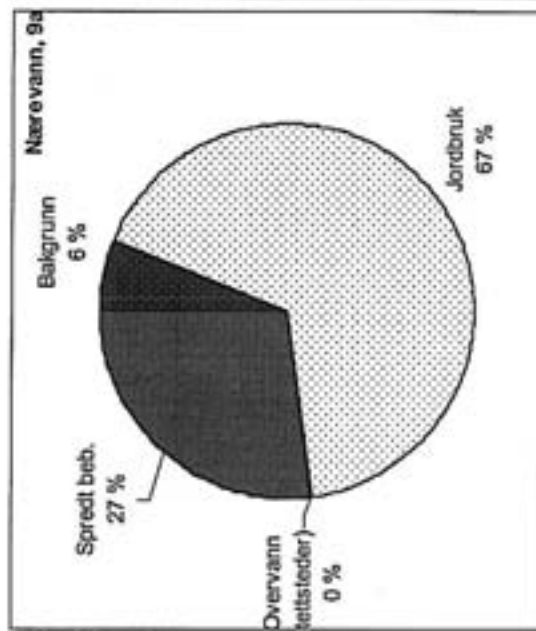
Vedlegg C. Fordeling av kildene til total fosfor for hvert resipientområde



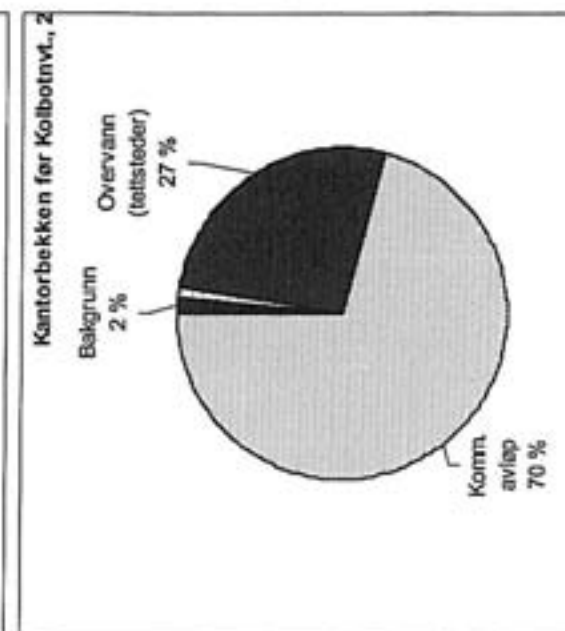
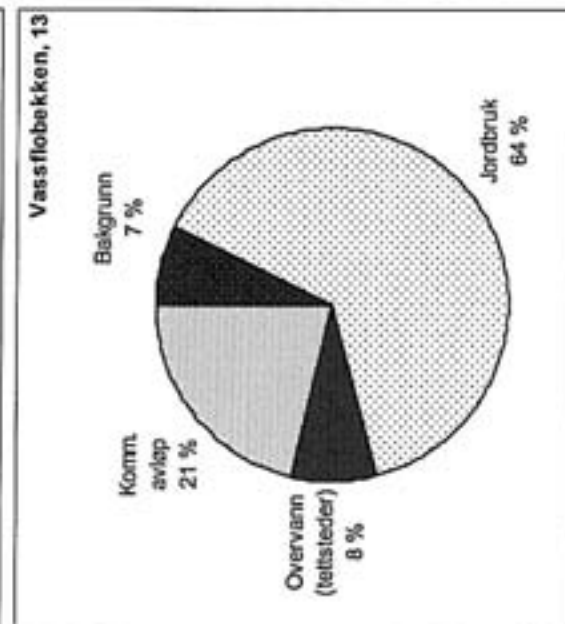
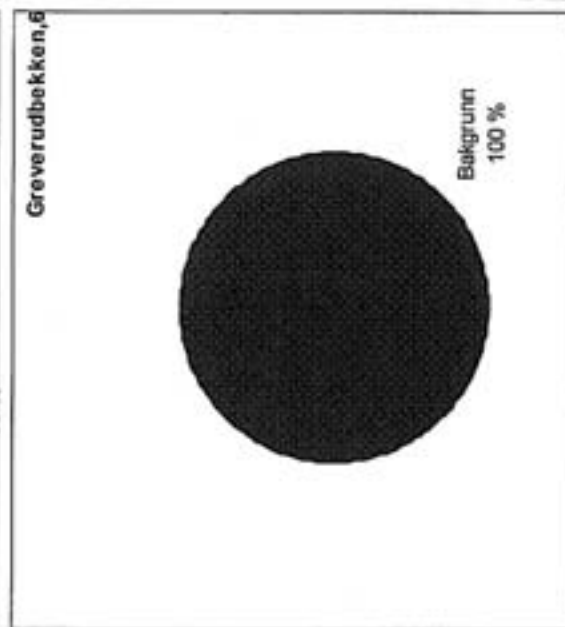
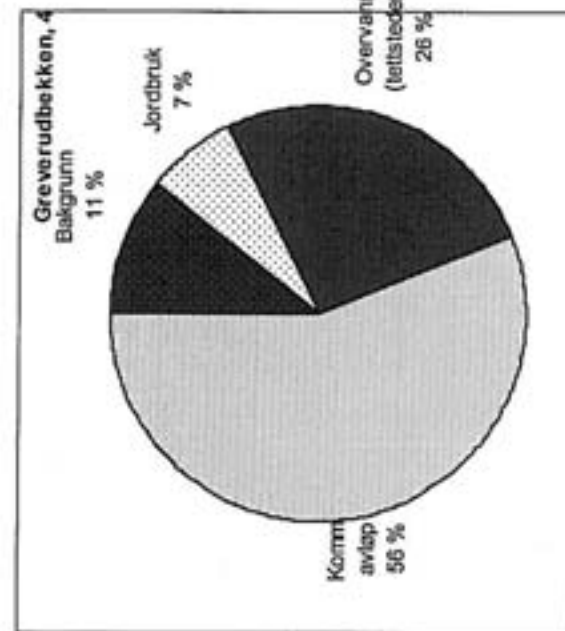
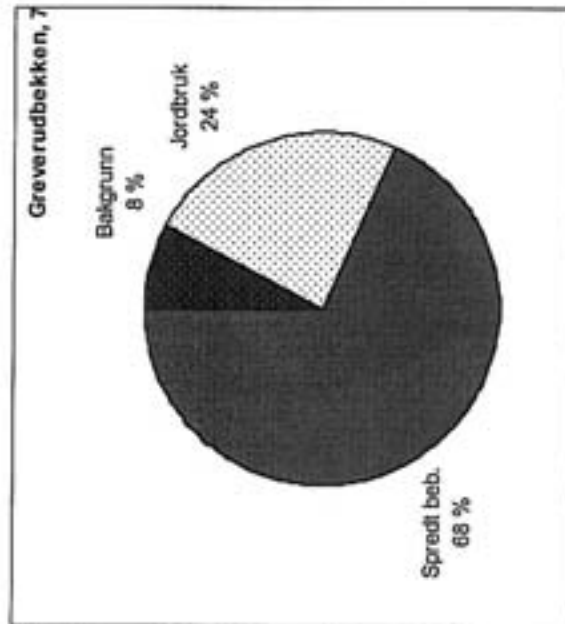
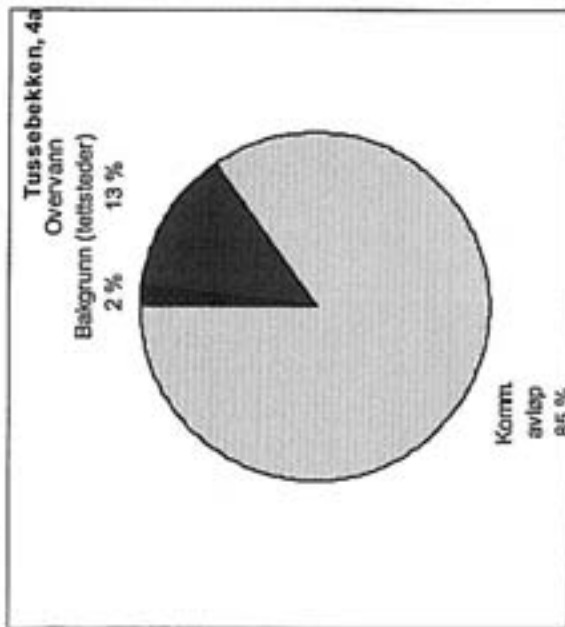




Fordeling av kildene til biotilgjengelig fosfor for hvert resipientområde



Fortsetter



Fortsetter

