



O-92064 E-92426

Restaurering av Borrevannet


Tiltaksanalyse for
reduserte fosfortilførsler

Utprøving av nye tiltak mot diffus
landbruksforurensning

HOVEDRAPPORT



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

| | |
|-------------------------|----------------------|
| Prosjektnr.: O-92064 | Undernr.: E-92426 |
| Løpenr.: 2893 | Begr. distrib.: |

| | | | | |
|--|---|--|---|--|
| Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 | Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513 | Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653 | Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33 | Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509 |
|--|---|--|---|--|

| | | |
|---|---|--------------------|
| Rapportens tittel: RESTAURERING AV BORREVANNET - TILTAKSANALYSE FOR REDUSERTE FOSFORTILFØRSLER - UTPRØVING AV NYE TILTAK MOT DIFFUS LANDBRUKSFORURENSNING Hovedrapport | Dato: 23/4 -93 | Trykket: NIVA 1993 |
| | Faggruppe: Vannressursforvaltning Landbruksforurensninger Eutrofi, ferskvann | |
| Forfatter(e): Jon Lasse Bratli Kristin Magnussen <i>Reidun Aspmo</i> | Geografisk område: Vestfold, Borre kommune | |
| | Antall sider: 97 | Opplag: 75 |

| | |
|---|----------------------------------|
| Oppdragsgiver: Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket (STIL), Borre kommune, NIVA | Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): |
|---|----------------------------------|

| |
|--|
| Ekstrakt: Det er utredet en rekke tiltak for å redusere overgjødningen av Borrevannet, både innsjøinterne tiltak og nedbørfelttiltak. Fortsatt redusert høstpløying og utbedring av avløpsanleggene i spredt bebyggelse er kjernetililtakene. Det foreslås også utsetting av rovfisken gjøres. En halvering av dagens tilførsler på ca. 1200 kg fosfor, vil gi en akseptabel vannkvalitet, der vannet vil være langt bedre egnet som råvann for drikkevannsforsyningen, som vanningsvann innen jordbruket, til å bade i, samt til generell rekreasjon. En implementering av dagens kjente og lite kontroversielle tiltak vil gi ca 30% reduksjon av fosforet, og koste ca 750 000 NOK pr. år. Forskningsprogrammet i Borrevannet (1993-96), skal undersøke effekten av nye selvrensningstiltak som sedimentering i dammer og filtrering gjennom våtmark. Dette programmet vil forhåpentligvis gi svar på om den resterende fosforavlastningen, på ca 20%, kan oppnås uten å måtte bruke kontroversielle og/eller tildels svært dyre tiltak. |
|--|

4 emneord, norske

1. Tiltaksanalyse
2. Fosfor
3. Landbruksforurensning
4. Selvrensing

4 emneord, engelske

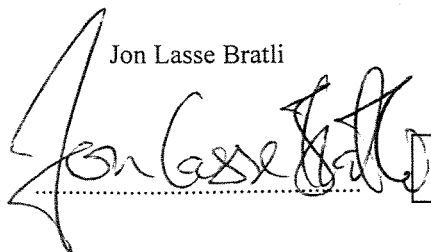
1. Abatement analysis
2. Phosphorus
3. Agricultural pollution
4. Selfpurification

Prosjektleder

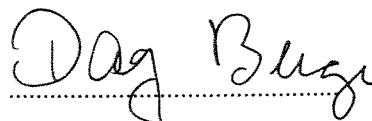
For administrasjonen

Jon Lasse Bratli

Dag Berge



ISBN 82-577-2309-6



O-92064
E-92426

RESTAURERING AV BORREVANNET
-
TILTAKSANALYSE FOR
REDUSERTE FOSFORTILFØRSLER
-
UTPRØVING AV NYE TILTAK MOT DIFFUS
LANDBRUKSFORURENSNING

Hovedrapport

Brekke,

23. april 1993

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Jon Lasse Bratli
Kristin Magnussen
Reidun Aspmo

For administrasjonen

Dag Berge

Forord

Prosjektet "Restaureringsplan for Borrevannet" kom i stand som et samarbeid mellom NIVA og Borre kommune/Arbeidsutvalget for Borrevannet. Sistnevnte tok initiativ til at det ble søkt finansiering hos STIL (Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket) utover den finansieringen NIVA selv og Borre kommune kunne bidra med.

Arbeidsutvalget for Borrevannet har fungert som en referansegruppe for prosjektet og har bestått av:

*Kåre Nordal, miljøvernleder i Borre kommune
Steinar Eggum, rådgiver ved landbrukskontoret,
Tønsberg distrikt
Ragnhild Trosby, leder natur og miljøutvalget
(observatør)
Donald Campbell, teknisk sjef i Borre kommune
Carl Matisen, byveterinær i Borre kommune
Odd Wøyen, leder i Borrevannets grunneierlag
Anne Skov, Fylkesmannens miljøvernnavdeling*

NIVA ved undertegnede har hatt ansvaret for utarbeidelse av tiltaksanalysen. Kristin Magnussen, også ved NIVA, har forestått kostnadsberegningen av landbrukstiltakene, mens JORDFORSK ved Reidun Aspmo har stått for utredningen av landbrukstiltakene, og beregnet effektene disse.

*Landbruksrådgiver Steinar Eggum har bidratt med grunnlagsdata for landbruksdelen, mens teknisk etat ved Svend Åge Svendsen har bidratt med grunnlagsdata for kommunal kloakk og spredt bebyggelse.
Pumpemester Alfred Nilsen har bidratt med vannstands-data.*

Resultatene fra tiltaksanalysen er også gitt ut i en egen sammendragsrapport.

Oslo, 23. april 1993

Jon Lasse Bratli

Innhold

| | |
|---|----|
| Forord..... | 2 |
| Sammendrag og konklusjoner..... | 5 |
| 1. Innledning | 8 |
| 1.1 Problembeskrivelse, resultater fra den tiltaksorienterte undersøkelsen..... | 8 |
| 1.2 Målsetting | 9 |
| 1.2.1 Nordsjøavtalens målsettinger..... | 9 |
| 1.2.2 Lokale målsettinger..... | 11 |
| 2. Metodegrunnlag | 13 |
| 2.1 Beregning av tiltakenes kostnader..... | 13 |
| 2.2 Beregning av tiltakenes effekt..... | 13 |
| 2.3 Kostnadseffektivitet..... | 14 |
| 2.4 Overlappende tiltak..... | 14 |
| 3. Utredning av mulige innsjøinterne tiltak..... | 17 |
| 3.1 Sedimenttiltak..... | 18 |
| 3.1.1 Fjerning av sediment, mudring..... | 18 |
| 3.1.2 Tildekking av sediment..... | 19 |
| 3.1.3 Metoder for å holde sedimentoverflaten i bunnvannet oksygenert..... | 19 |
| 3.2 Direkte felling i innsjøen..... | 20 |
| 3.3 Behandling med kopperforbindelser for å forandre sammensetningen av algebiomassen..... | 20 |
| 3.4 Biomanipulering, inklusive rotenonbehandling..... | 22 |
| 3.4.1 Behandling med rotenon..... | 23 |
| 3.4.2 Styrt utfisking..... | 24 |
| 3.4.3 Utsetting av rovfisk..... | 26 |
| 3.4.4 Forstyrning av reproduksjonen..... | 27 |
| 3.5 Manipulering med vannstanden..... | 27 |
| 3.6 Oversikt over utredede innsjøinterne tiltak | 29 |
| 4. Utredning av landbrukstiltak..... | 31 |
| 4.1 Grunnlagsdata - arealer, arealbruk og husdyr | 31 |
| 4.1.1 Vekster..... | 31 |
| 4.1.2 Jordarter og hellingsforhold | 32 |
| 4.1.3 Husdyr og husdyrgjødsel..... | 33 |
| 4.2 Driftspraksis | 34 |
| 4.2.1 Gjødsling med husdyrgjødsel..... | 34 |
| 4.2.2 Gjødsling med kunstgjødsel..... | 35 |
| 4.2.3 Jordarbeiding | 36 |
| 4.2.4 Beiting..... | 37 |
| 4.3 Tekniske anlegg - status og forurensningstilførsler..... | 37 |
| 4.3.1 Gjødsellager..... | 37 |
| 4.3.2 Siloanlegg..... | 38 |
| 4.3.3 Melkerom | 38 |
| 4.3.4 Rundballer | 38 |
| 4.4 Forurensningstilførsler fra dyrka mark..... | 38 |
| 4.4.1 Åpenåkervekster | 38 |
| 4.4.2 Eng, beite og anna | 40 |
| 4.5 Tiltak på arealene og effekter av tiltak | 40 |

| | |
|---|----|
| 4.5.1 Overvintring i stubb | 40 |
| 4.5.2 Kun vårkorn - overvintring i stubb (1500 dekar)..... | 42 |
| 4.5.3 All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen | 42 |
| 4.5.4 Kompostering/samkompostering av husdyrgjødsel og boligkloakk..... | 43 |
| 4.5.5 Gjødselplanlegging..... | 43 |
| 4.5.6 Vegetasjonssoner | 44 |
| 4.5.7 Grasdekte vannveger..... | 44 |
| 4.5.8 Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering | 45 |
| 4.5.9 Restaurering av våtmark - etablering av fangdammer/vanningsdammer | 45 |
| 4.5.10 Eng i stedet for korn | 46 |
| 4.5.11 Ikke beite ned til vannkant..... | 46 |
| 4.5.12 Pleie av bekkeløp | 47 |
| 4.5.13 Tilplanting med skog..... | 47 |
| 4.6 Tekniske anlegg; tiltak og effekter av tiltak | 47 |
| 4.6.1 Gjødsellagere | 47 |
| 4.6.2 Siloanlegg..... | 47 |
| 4.6.3 Melkerom | 48 |
| 4.6.4 Lagerplasser for rundballer..... | 48 |
| 4.7 Samlet tilførsel før og etter tiltak mot avrenning av fosfor fra jordbruk..... | 48 |
| 4.8 Kostnader og kostnadseffektivitet av landbrukstiltak..... | 49 |
| 4.8.1 Generelt..... | 49 |
| 4.8.2 Tiltak mot arealavrenning..... | 50 |
| 4.8.3 Tiltak på tekniske anlegg..... | 57 |
| 4.8.4 Oppsummering..... | 59 |
| 4.8.5 Gjennomføring - virkemidler | 60 |
| 5 Tiltak mot forurensning fra kommunal kloakk og avløp fra spredt bebyggelse. | 62 |
| 5.1 Status på dagens løsninger, kommunalt avløp..... | 62 |
| 5.2 Status på dagens løsninger, enkeltløsninger | 62 |
| 5.3 Utredning av tiltak i spredt bebyggelse..... | 64 |
| 5.3.1 Utbedringer av lokale løsninger | 64 |
| 5.4 Utredning av tiltak på det eksisterende kommunale fellessystem..... | 70 |
| 6. Forurensningsregnskap for 1992..... | 72 |
| 7. Utradisjonelle tiltak, utprøving av nye tiltak mot landbruksforurensning. | 73 |
| 7.1 Åpning av grøfter/bekker. | 73 |
| 7.2 Sedimentasjonsdammer..... | 73 |
| 7.3 Infiltrasjon i naturlige våtmarker. | 75 |
| 7.3.1 Tidligere erfaringer fra inn- og utland..... | 75 |
| 7.3.2 Alternative utprøvinger i Borrevann. | 76 |
| 8. Evaluering av utredede tiltak og presentasjon av foreslått restaureringsplan | 81 |
| 8.1 Anbefalte innsjøinterne tiltak..... | 81 |
| 8.2 Anbefalte landbrukstiltak | 83 |
| 8.3 Anbefalte tiltak for kommunal kloakk og spredt bebyggelse | 83 |
| 8.4 Utprøving av nye og utradisjonelle tiltak | 84 |
| 8.5 Oversikt over foreslåtte tiltak..... | 84 |
| Litteraturliste: | 87 |
| VEDLEGG 1: Områdeklassifisering for spredt bebyggelse..... | 92 |
| VEDLEGG 2: Generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger for kloakk. ... | 97 |

Sammendrag og konklusjoner.

Borrevann er en næringsrik innsjø i Vestfold som har mottatt altfor store nærings salttilførsler i gjennom flere tiår. Tidligere spilte kloakktilførsler stor rolle, men i de senere årene har landbruket stått for de største tilførslene. Dette har sammenheng med den omfattende kloakksaneringen som er gjennomført og at den økte intensivering i landbruket har ført til større avrenning fra landbruksarealene i løpet av de siste 10-15 årene.

Målsettingen med tiltaksanalysen er å komme opp med en prioritert tiltakspakke som inneholder de mest kostnadseffektive tiltakene som samtidig er gjennomførbare, og som lengst mulig når de lokale målsettinger som er vedtatt gjennom kommunestyret i Borre kommune. Her er det vedtatt en avlastning på 40%, mens den tiltaksorienterte overvåkingen som nylig er rapportert, skisserer en avlastning på ca 50% for å få akseptable forhold i Borrevannet. Med *akseptabel* vannkvalitet mener vi at faren for oppblomstringer av blågrønnalger er redusert til et minimum, at vannmassen beholder oksygenet hele året og vannet derfor unngår å gjødsle seg selv, at vannet blir klarere og mer innbydende for bading og annen rekreasjon, at en får mer fisk som er god å spise, og ikke minst at vannet kan bli et godt drikkevann etter fullrensing.

Rapporten inneholder en utredning og evaluering av en rekke mulige forurensningsbegrensende tiltak. Her er det sett på både tradisjonelle tiltak som er direkte knytta til innsjøens vannmasser eller nedbørfelt, og mer utradisjonelle eller nye tiltak som vil bli spesielt utprøvet og finansiert gjennom dette programmet i perioden 1993-96. De mer tradisjonelle tiltakene må i første rekke finansieres av landbruksnæringa sjøl og kommunen som får dekt sine utlegg gjennom kloakkavgifter. Endel utgifter vil også påløpe huseiere i spredt bebyggelse direkte.

De innsjøinternene tiltakene som foreslås gjennomført er bl.a. å høyne middelvannstanden med ca. en halv meter. Særlig om ettersommeren, når vannstanden er på sitt laveste og forurensningene mest markert, vil det være av stor verdi å holde en noe høyere vannstand. Forurensningene blir da fortynnet i et ca. 10% større vannvolum.

Videre vil en utsetting av rovfisken Gjørs kunne gi en mer balansert næringskjede der "skrap-fiskene" mort og laue blir redusert slik at dyreplanktonet i neste rekke får en sjanse til å kunne kontrollere algene ved økt beiting.

Innen landbruket foreslås det en rekke tiltak både i forhold til tekniske anlegg (gjødselkjellere) og arealavrenning. Kjernetiltaket er å unngå høstpløying på de resterende erosjonsutsatte arealer. Dette er i tillegg et svært kostnadseffektivt tiltak idet det ikke er belagt med ekstra kostnader for bonden å pløye om våren. Det er heller ikke forventet noen nedgang i avlingsnivå ved overgang til vårpløying på arealene i Borrevannets nedslagsfelt.

En overgang til vårpløying også på arealene som det idag er høstkorn, foreslås også, selv om kostnadseffektiviteten her ikke er spesielt god.

Å spre all husdyrgjødsel i vekstsesongen er også et godt tiltak som foruten å gi en god ressursutnyttelse også er relativt kostnadseffektivt.

Etablering av kantsoner med skog langs elvebredden gir både en forurensningsbegrensende effekt og har estetiske og naturvernmessige verdier ved seg.

Innenfor den spredte bebyggelsen blir det foreslått omfattende tiltak. Her er det mange dårlige løsninger med enten bare en synkekum eller slamavskiller. Endel gamle sandfilterløsninger har også vist seg å fungere dårlig. Det er også registrert svært mange utedøer, men dette kan delvis skyldes feilregistreringer og at det egentlig kan være dårlige og ulovlige løsninger.

Det kan synes som om dette er et område som kommunen gjennom lengere tid ikke har prioritert.

Det foreslås å oppgradere/skifte ut disse løsningene med infiltrasjonsløsning der det er mulig, ellers må det satses på tett tank eller minirensanlegg. Tett tank systemet fordrer et fast avgiftsopplegg for å kunne fungere skikkelig, og synes noe mer kostnadseffektivt enn minirensanlegg. Tiltakene har en middels kostnadseffektivitet.

En videre tilkøpling av spredt bebyggelse til offentlig kloakk ser ikke ut til å kunne konkurrere kostnadmessig med oppgraderinger av enkeltløsningene.

Gjennomføringen av endel av tiltakene vil skje som en del av oppfølgingen av Nordsjødeklarasjonene. En fortsatt reduksjon av høstpløyningen vil imidlertid være basert på frivillighet og tilskuddsmidler. For de fleste resterende landbrukstiltak og for tiltak overfor den spredte bebyggelsen, finnes det eksisterende juridiske virkemidler i form av forskrifter gitt med hjemmel i forurensningsloven.

Av de utradisjonelle tiltakene som skal utprøves senere i prosjektperioden foreslås bl.a. en oppbygging av Lørgedammen. Her skal det måles tilbakeholdelse og inaktivering, særlig av fosfor.

Vassbåns rolle idag som naturlig rensanlegg for tilførselene i sør, skal også måles, og vurderes for framtidig større vanntilførsler.

Med de skisserte tiltakene i tiltaksplanen kommer en ikke langt nok til en reduksjon på 50% som burde være målet, og som vil gi akseptable forhold i Borrevann. En når i størrelsesorden 30% reduksjon. Dette er imidlertid et konservativt anslag, da det for endel av de foreslåtte tiltak ikke har vært mulig å fastsette effekten. Dette gjelder f.eks. fisketiltaket med utsetting av Gjørs. Kostnadene er beregnet til ca 750.000,- NOK i årskostnader, noe som må sies å være en rimelig kostnad. Også dette er et konservativt anslag, da noen tiltak ikke har vært mulig å kostnadsberegne, f.eks. tiltaket med høyning av middelvannstanden.

Hvis en er villig til å ta i bruk kontroversielle tiltak, er det imidlertid allerede idag mulig å nå akseptable forhold.

Dette ville imidlertid innebære en tilplanting av deler av dagens kornarealer med skog (juletrær). For å redusere de resterende 20%, må i størrelsesorden 4000 daa tilplantes med skog. Dette tilsvarer ca 40 % av dagens kornarealer. Foruten å være et svært lite kostnadseffektivt tiltak, vil dette medfører store konsekvenser i landbruket, og virkemidler/kompensasjonsordninger er ikke på plass. Det er forøvrig usikkert om det innen overskuelig framtid vil være politisk vilje til å gjennomføre denne type tiltak. Det er i tillegg usikkert om dette ville være et samfunnsøkonomisk forsvarlig tiltak.

En annen måte å oppnå samme vannkvalitetsforbedring på er bruk av kopperpreparater for direkte å komme i inngrep med blågrønnalgene. Dette er et billig og effektivt tiltak, men vi har ennå ikke oversikt over mulige utilsiktede sideeffekter på andre deler av økosystemet. Tiltaket er heller ikke noe en kan satse på som et permanent tiltak.

Gjennom ny kunnskap om tiltak, ikke minst gjennom det pågående forskningsprosjektet i Borrevann, vil en om noen år kunne nå lenger enn idag uten å ta i bruk svært kontroversielle og svært lite kostnadseffektive tiltak. Det er å håpe at de siste ca. 20% av nødvendig reduksjon vil kunne være innen rekkevidde ved en framtidig gjennomføring av selvrensetiltak og mulige andre tiltak i stor skala. Dette vil imidlertid ikke kunne skje før etter at forskningsprogrammet er ferdig, altså tidligst i 1996-97.

Opplegget framover foreslås derfor som følger:

De kjente og tradisjonelle tiltakene gjennomføres parallelt med utprøvingen av de nye tiltakene i perioden 1993-96. I 1996-97 rulleres så tiltaksplanen for å se om de gjennomførte tiltakene ha fått den forventede effekt og i hvor stor grad det er behov for videre avlastning. Resten av avlastingsbehovet dekkes så opp av en ny tiltaksplan hvor forhåpentligvis en storskala av selvrensingstiltakene pluss evt. andre nye tiltak kan fylle avlastningsbehovet.

1. Innledning

1.1 Problembeskrivelse, resultater fra den tiltaksorienterte undersøkelsen

Borrevannet er en Ra-innsjø i Vestfold som har mottatt for store tilførsler av næringsalter i gjennom mange ti-år.

Borrevannet har vært godt undersøkt tidligere, på 1960-70 tallet, men heller sparsomt siden. Effektene av de store tilførslene har vært at vannet generelt sett har hatt for høye konsentrasjoner av alger, med oppblomstringer av blågrønnalger og endog giftproduksjon noen år. Det er registrert giftproduksjon i 1986 og 1989, mens i 1987 og 1988 var stikkprøvene negative (Skulberg et al. 1989). Dette er spesielt problematisk i forhold til at innsjøen er reserve drikkevannskilde, og har gjort innsjøen til tider uegnet som råvannskilde.

Pga. stor nedbrytning av organisk materiale (bl.a. alger) har oksygenet til tider blitt helt oppbrukt i bunnvannet, noe som da umuliggjør vanlig liv i disse områdene av innsjøen. Dette har forekommet helt fra 60-årene og opp til idag, og har også skapt problemer for drikkevannsforsyningen pga. utfellinger i bassengene. En annen betydelig negativ side ved dette forhold er at sedimentene på denne måten slipper fosfor som er sedimentert tidligere slik at "gamle synder" kommer opp igen. En slik selvgjødslingssituasjon er svært betenkelig.

I 1992 er det ialt undersøkt 14 bekkestasjoner samt at selve innsjøen er undersøkt. Resultatene er relatert til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet. Forurensningsgradene er inndelt fra lite forurenset (f.grad 1) til meget sterkt forurenset (f.grad 5). Egnethet i forhold til ulike brukerinteresser, bl. a. som råvannskilde, er også vurdert. Her går inndelingen fra godt egnet (klasse 1) til ikke egnet (klasse 4).

For fosfor, som er den parameteren som begrenser algeveksten, faller en av de 14 bekkestasjonene i f.grad 5, meget sterkt forurenset, 3 stasjoner i f.grad 4, sterkt forurenset og resten på lavere forurensningsgrader.

En ganske stor del av fosforet foreligger på en form (ortofosfat) som er umiddelbart tilgjengelig for alger, ca. 50%, noe som er et større tall enn det som forventes ut fra at arealavrenning fra åkerjord, som jo er en stor del av tilførslene, har en relativt lav algetilgjengelighet. Dette tyder på at endel av bekkene er påvirket av punktutslipp f.eks. avløp fra spredt bebyggelse.

Innsjøstasjonen dvs. vannkvaliteten i selve Borrevannet befinner seg i forurensningsgrad 4, sterkt forurenset med hensyn på fosfor.

Nitrogenverdiene er generelt svært høye, som skyldes landbruksaktiviteten i hovedsak. Spesielt høye topper skyldes den tørre forsommeren og stor utvasking på ettersommeren av nitrogen som ikke åkerplantene fikk nyttiggjort seg tidligere på sesongen.

For bakterier er hele fem stasjoner å finne i høyeste kategori (f.grad 5, meget sterkt forurenset). Bare tre stasjoner er å finne under f.grad 4.

Dette er et overraskende dårlig resultat som indikerer punktutslipp og kloakkpåvirkning.

Resultatene fra plante- og dyre-planktontellingene viser et eutroft (næringsrikt) miljø med mye alger i forhold til dyreplankton og mange små dyreplanktonformer som ikke har noen særlig mulighet å holde algene i sjakk ved beiting. Årsaken til dette er delvis et stort beitepress på dyreplanktonet av en altfor stor biomasse planktonspisende karpefisk, mort, laue etc. Borrevannet har derfor et ubalansert økosystem.

Når det gjelder eutrofiutviklingen har en ikke svært mange holdepunkter pga. få resultater. Det er imidlertid klart at vannkvaliteten ikke er særlig forbedret fra midten på 70-tallet og til idag.

Til tross for at en i 1992 ikke opplevde problemer med blågrønnalgeoppblomstringer blir Borrevannet klassifisert som "ikke egnet" (høyeste klasse, 4) som råvannskilde for drikkevann.

Vannet er mindre godt egnet (klasse 3) til jordvanning og friluftsbading er Borrevannet "ikke egnet" til.

Dette er relatert til de generelt høye alge- og fosforverdiene, og dermed den høye faren for blågrønnalgeoppblomstringer.

Ved hjelp innsjømodeller er totale fosfortilførsler beregnet til ca 1200 kg pr år. For å oppnå en "akseptabel" vannkvalitet er det nødvendig med en halvering av tilførslene.

1.2 Målsetting

1.2.1 Nordsjøavtalens målsettinger

En overordnet målsetting for reduksjon av tilførsler til Skagererakkysten er den som er nedfelt i Nordsjøavtalen om en halvering av totalutslippene for fosfor og nitrogen innen 1995, med basisår i 1985.

SFT leverte i september 1991 en innstilling (SFT 1991a) til Miljøverndepartementet hvor det ble skissert på hvilken måte dette kunne gjennomføres på en mest kostnadseffektiv måte. Hovedtrekkene i denne innstillingen er gjengitt i Stortingsmelding 64 om Norges oppfølging av Nordsjøkonvensjonene som skal behandles i Stortinget denne vårsesjonen (1993).

En vurdering av tiltaksgjennomføringen i forbindelse med Nordsjøplanen vurderes i det etterfølgende.

Tabell 1.1 viser de foreslåtte tiltakene i forhold til SFTs innstilling (SFT 1991a). Mhp. kommunale tiltak er den største fosforeffekten tenkt tatt ut på bygging av nye og utbedring av gamle renseanlegg. Dette er ikke aktuelt for Borrevannets nedslagsfelt.

Ledningsnettutbedringer inntil en kost-effektfaktor (årskostnad) på ca. 2500 kr/kg redusert fosfor er planlagt.

Dette er for det meste utført i nedslagsfeltet. Se tiltakskapittelet om kommunale utslipp.

I Nordsjøplanen poengteres det at randsonetilknnytning og spredt bebyggelse må vurderes på bakgrunn av lokale vurderinger.

Tabell 1.1 NORDSJØPLANEN - Den foreslåtte tiltakspakkens effekter og kostnader fordelt på tiltakstyper og sektorer. Års- og investeringskostnadene er oppgitt i mill.kroner. Kostnadseffektiviteten er oppgitt i mill.kroner pr. redusert tonn fosfor eller nitrogen til kysten. Fra SFT 1991a (Bratli og medarb.).

| Sektor | Års-kostn. | Invest.-kostn. | Red. N % | Red. P % | Kost. eff.N | Kost. eff.P |
|--|------------|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Kommunalt: | | | | | | |
| Nye rensanlegg P-red. | 118 | 662 | 0.8 | 12.0 | 0.54 | 0.71 |
| Utbedring av eksisterende P-anlegg | 15 | 160 | 0.1 | 3.3 | 0.67 | 0.34 |
| N-red-VEAS, Bekkelaget | 87 | 435 | 8.7 | | 0.03 | |
| N-red.anlegg > 30.000pe | 122 | 600 | 4.2 | | 0.10 | |
| N-red.anlegg > 10.000pe | 64 | 280 | 1.7 | | 0.12 | |
| Ledningsnett klasse 1 | 37 | 539 | 0.2 | 1.6 | 0.66 | 1.69 |
| Nordsjøplan sum kommunalt 1991-95 | 443 | 2676 | 15.7 | 16.9 | | |
| Landbruk: | | | | | | |
| Utbedring av gjødsellager | 30 | 380 | 0.3 | 0.2 | 0.34 | 13.12 |
| Utbedring av silo | 28 | 215 | 0.1 | 0.2 | 0.71 | 9.41 |
| Utbedring av planeringsfelter | 11 | 109 | | 0.5 | 1.05 | 2.75 |
| Foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde | -18 | 0 | 3.5 | 0.2 | -0.02 | -6.95 |
| Delt gjødsling | 9 | 71 | 2.9 | | 0.01 | |
| Spredning av gjødsel i vekstsesong | 33 | 184 | 1.7 | 1.1 | 0.07 | 2.41 |
| Redusert jordarbeiding klasse 1 | 13 | 11 | 0.1 | 1.1 | 0.38 | 1.00 |
| Redusert jordarbeiding klasse 2 | 22 | 18 | 0.1 | 1.1 | 0.65 | 1.57 |
| Redusert jordarbeiding klasse 3 | 39 | 32 | 0.1 | 1.1 | 1.15 | 2.79 |
| Fangvekst | 110 | 0 | 1.2 | 0.4 | 0.32 | 30.90 |
| Red.gjødselintensitet -->5% avlingsred. | 104 | 0 | 3.1 | | 0.11 | |
| Red.gjødselintensitet -->10% avlingsred. | 115 | 0 | 1.8 | | 0.21 | |
| Nordsjøplan sum landbruk 1991-95 | 496 | 1020 | 15.0 | 5.9 | | |
| Industri: | | | | | | |
| Hydro Porsgrunn | 5 | 50 | 2.1 | 0.4 | 0.01 | 1.05 |
| Follum fabrikker | 7 | 76 | 0.0 | 0.2 | | 2.83 |
| Saugbrugsforeningen | 25 | 260 | 0.1 | 1.1 | 1.12 | 1.85 |
| Nedleggelse av Dyno Engene og | | | | | | |
| H. Rjukan | 0 | 0 | 1.3 | 0.0 | | |
| Nordsjøplan sum industri 1991-95 | 37 | 386 | 3.5 | 1.7 | | |
| Nordsjøplan sum alle sektorer 1991-95 | 976 | 4082 | 34.2 | 24.5 | | |

Kjernetiltaket for fosfor på landbrukssida er at minst 50% av arealene, fortrinnsvis de mest erosjonsutsatte, ikke skal høstpløyes. Denne målsettingen er allerede langt på vei nådd for 1992 i Borrevannets nedbørfelt. Noen tiltak vedrørende utbedring av tekniske anlegg (gjødselkcellere, siloer), og utbedring av planeringsfelter gjenstår (se landbrukskap.).

1.2.2 Lokale målsettinger

Mange av tiltakene som skisseres i Nordsjøplanen er enten uaktuelle for Borrevannets nedslagsfelt eller så er de til en stor grad gjennomført.

Det er altså et behov for tiltak utover dette for å nå en akseptabel vannkvalitet i Borrevannet.

ASPLAN har gjennomført et begrenset oppdrag i 1990 for kommunen der det er skissert noen generelle arbeidsområder for tiltaksarbeidet fram mot 1995 (ASPLAN 1990). Et mål for utslippsreduksjon er fastsatt til 40% (fra 1340 kg P/år til 800 kgP/år). Kommunestyret har behandlet og gitt sin tilslutning til dette. Det er satt opp noen mål for reduksjon på de forskjellige områdene, men ikke knyttet kostnader til gjennomføringen.

Arbeidsområdene som ASPLAN har foreslått i sin "handlingsplan" skisserer en fremdriftsplan i tiltaksgjennomføringen. Konklusjonen fra det inneværende prosjektet vil komme opp med konkrete tiltak med tilhørende kostnads- og effektberegninger, og det foreslås at kostnadseffektiviteten til de forskjellige tiltakene blir bestemmende for hvilke tiltak som skal gjennomføres og når de skal gjennomføres.

Kommunens målsetting om en radikal forbedring av vannkvaliteten i Borrevannet gjenspeiles forøvrig i andre vedtak. Ved behandling av saken om fremtidig bruk av Eikeren som reservevannkilde ble dette alternativet avvist foreløpig. Rådmannen legger vekt på i sin instilling til formannskapet at i forhold til Eikeren er "en oppgradering av Borrevannet det mest nærliggende alternativ." Dette sies med henvisning til arbeidet med inneværende prosjekt.

Når det gjelder lokale målsettinger om Borrevannet har ikke kommunestyret gått inn på målsettinger direkte knyttet til egnethet av vannet eller vannkvaliteten. Det er f.eks. ingen målsetting om "badevannskvalitet" som endel kommuner etterhvert har fastsatt. Som grunnlag for den allerede godkjente reduksjonen på 40% ligger beregninger som Berge (1987a) har gjort ved hjelp av innsjømodeller, og som skal tilsvare "akseptabel" vannkvalitet. Beregningsgrunnlaget er fosformålinger fra 1975. Det er nå relativt klart at målemetoden som da ble brukt måler for lave verdier for totalfosfor. Tilsvarende bruk av innsjømodeller og fosforkonsentrasjoner for 1992 bestemte avlastingen til i overkant av 50%. Fosforverdien vil kunne variere endel fra år til år grunnet meteorologiske forhold. Allikevel er det klart at verdiene for 1992 er riktigere, og at nivået for avlasting for å få en akseptabel vannkvalitet er i størrelsesorden 50%.

I begrepet "akseptabel" vannkvalitet ligger at algekonsentrasjonene vil ha moderat nivå uten den jevnlige oppblomstringen av blågrønnlager som til tider også har produsert giftstoffer. Ved normale meteorologiske forhold vil det heller ikke oppstå oksygenvinn i bunnvannet med tilhørende utlekking av fosfor fra sedimentene. Økosystemstrukturen blir også forbedret idet algene som produseres på et lavere nivå vil omsettes i næringskjeden og at den store dyreplanktonspisende fiskebestanden (mort og laue) vil reduseres til fordel for storabbor, gjedde og gjørs. Vannet blir klarere og ellers bedre egnet til forskjellig type bruk.

I saneringsplanarbeidet (Østlandskonsult 1992) er det satt opp målsettinger for tilførselsreduksjoner for hele kommunen. En rekke førstegenerasjonstiltak som bygging av avskjærende ledninger og oppsamlingsledninger fra etablert bebyggelse for overpumping til renseanlegg er ikke gjennomført enda. Dette er svært kostnadseffektive tiltak som gjennomføres utenfor nedbørfeltet til Borrevann.

Det er i forbindelse med dette arbeidet satt opp ulike målsettinger for rensing av tilførsler til lokale resipienter (Borrevann) i forhold til Oslofjorden. Mens tilførslene til lokal resipient skal være maks. 1 % av forurensningsproduksjonen, tillates det opp til 5% for det som tilrenner Oslofjorden direkte.

En direkte sammenlikning med hensyn på kostnadseffektivitet mellom f.eks. spredt bebyggelsestiltak innenfor Borrevannets nedbørfelt og bygging av avskjærende ledningsnett utenfor nedbørfeltet, synes derfor å ha lite for seg. I denne sammenhengen vil nødvendigvis Borrevannstiltakene tape.

Å sette differensierte målsettinger i forhold til forskjellig resipient som teknisk hovedstyre i Borre har gjort, synes særlig fornuftig ut fra at Borrevannet er en mye mer sårbar resipient enn Oslofjorden, og at kravet til vannkvalitet i Borrevann er så mye høyere, særlig ut fra bruken som reserve drikkevannskilde.

Alternative målsettinger til det som allerede er satt opp kan være å knytte denne til en gitt egnethet f.eks. som råvannskilde for drikkevann, eller til vannkvalitet i form av forurensningsgrad.

Noen eksempler:

"Borrevannet skal forbedres slik at det ikke lenger klassifiseres som "ikke egnet", (dårligste klasse, 4) som råvannskilde i forhold til SFTs klassifisering".

En bedring til klasse 3, "mindre godt egnet" vil kunne gi godt drikkevann ved fullrensing, mens dagens tilstand ikke tilrås til bruk selv etter fullrensing.

Ved slik forbedring må dagens fosforverdier med et snitt på 33 µg P/l målt i 1992 reduseres til ca 15 µg P/l. Ved bruk av Berges formelverk (1987a) medfører dette en reduksjon på ca 640 kg P/år, eller ca 50% reduksjon.

Dette er den samme reduksjonen som framkommer ved bruk av innsjømodeller.

En bedring av forurensningsgraden med hensyn på fosfor fra dagens "sterkt forurenset, f.grad 4" til "markert forurenset, f.grad 3" betyr en reduksjon på ca 350 kg P/år eller ca. 30% reduksjon. En videre bedring til f.grad 2, "moderat forurenset" innebærer en reduksjon med ca. 630 kg P/år eller ca 50%.

2. Metodegrunnlag

2.1 Beregning av tiltakenes kostnader.

Det er beregnet totale årskostnader som summen av neddiskonterte investeringskostnader og årlige drifts-/vedlikeholdskostnader. Kalkulasjonsrenten er satt til 7%. Levetiden på investeringene settes for kommunale tiltak og for tekniske miljøtiltak i landbruket til 20 år. Nedskrivningstiden av lånet settes her lik levetiden av tiltaket. Noen tiltak, f.eks. enkelte biomanipuleringstiltak vil ha kortere levetid, fra 2-5 år.

2.2 Beregning av tiltakenes effekt.

Tradisjonelle tiltak på kommunal og landbrukssektor er først beregnet som ant. kg. redusert fosfortilførsel pr. år.

Dette er så regnet om til reduserte middelverdier av Totalfosfor-konsentrasjonen i innsjøen.

$$[P]\lambda = P_{inn} / 2.293 * T_w^{0.16} * Q \quad (\text{Berge 1987a})$$

(leddet under brøkstreken blir for Borrevannet 35,69)

der

P_{inn} = årlig fosfortilførsel fra nedbørfeltet

$[P]\lambda$ = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

T_w = teoretisk oppholdstid

Q = årlig avløp

Denne fosforreduksjonen vil ha ulik betydning for algeproduksjonen ettersom fosforet fra forskjellige kilder har ulik biotilgjengelighet. For å komme fram til biotilgjengelig fosfor vil vi bruke en biotilgjengelighetsfaktor β som vil være mellom 0 og 1 (hvor 0 er helt utilgjengelig, mens 1 er 100% tilgjengelig).

Data fra feltsesongen 1992 (Bratli og Brettum 1993) viser at litt over 50% av totalfosforet utgjøres av ortofosfat, som er umiddelbart tilgjengelig for algene. Når vi vet at noe mer enn dette kan være algetilgjengelig settes koeffisienten for generell tilførsel fra bekker til 0,6.

Nedenfor er det satt opp en oversikt over biotilgjengelighetsfaktorer for forskjellige kilder med bakgrunn i NIVAs resultater fra et større biotilgjengelighetsprosjekt (Berge og Källqvist 1990) :

| Kilde | Faktor (0-1) |
|--|--------------|
| Generell tilførsel fra bekker | 0,6 |
| Arealavrenning, korndyrkingsarealer | 0,4 |
| Sig fra gjødselkjellere | 0,8 |
| Silolekkasje | 0,6 |
| Kloakkutlekking fra ledningsnett, overløp etc. | 0,6 |
| Kloakk fra spredt bebyggelse | 0,7 |

Forskjellene mellom kloakk fra ledningsnett og fra spredt bebyggelse er grunnet i at det fra spredt bebyggelse vanligvis har en viss grad av behandling som vil medføre en høyere biotilgjengelighet. Sandfilterrenset kloakk har f.eks. en biotilgjengelighet på 0,95.

Innsjøen får som nevnt noe av fosfortilførslene fra eget sediment, hovedsakelig frigivelse fra bunnsedimentet. Dette fosforet kommer imidlertid ut på en tid da vannmassene er lagdelt og bunnvannet er derfor isolert fra overflatevannet der algeproduksjonen skjer. Når dette fosforet igjen blandes inn i hovedvannmassen vil endel straks felles ut ved kontakt med oksygenert vann, men endel vil kunne tas opp av alger. Dette vil ha størst betydning for algene ved vårfullsirkulasjonen.

Det primære mål for tiltaksarbeidet er reduksjoner av algemengdene og særlig innholdet av giftproduserende blågrønnalger.

Det er etablert et empirisk forhold mellom totalfosfor-innholdet i innsjøen og klorofyllnivået.

$$[\text{Kl.a}] = 0.6[\text{P}]^{\lambda^{0.96}} \quad \text{Berge (1987a)}$$

Det er ikke etablert noe empirisk sammenheng mellom biotilgjengelig fosforinnhold i innsjøen og klorofyllnivået, og biotilgjengelighetskoeffisienten må derfor legges inn etter at Kl. a konsentrasjonene er utregnet. Det er heller ikke etablert noen empirisk sammenheng mellom klorofyllnivået og innholdet av giftproduserende blågrønnalger.

Det felles effektmålet for alle tiltak blir altså reduserte Kl. a verdier i vannmassene. Figur 2.1 viser sammenhengen mellom fosfortilførsler og klorofyll a i innsjøen og hvordan forskjellige typer tiltak virker inn på fosfor og klorofyllnivået.

Fordi det er svært vanlig å kun bruke ant. kg redusert tilførsel av fosfor, er dette også ført opp som effektmål. Dette vil gjelde for alle nedbørfelttiltak og for de utradisjonelle eller "nye" tiltakene. De innsjøinterne tiltakene går som nevnt ikke om en reduksjon av fosforet, men reduserer klorofyllet direkte eller indirekte gjennom nedbeiting av algene.

2.3 Kostnadseffektivitet.

Kostnadseffektiviteten beregnes som totale årskostnader i 1000 kr. dividert på ant. µg/l redusert [Kl.a] i vannmassene og biotilgjengelighetsfaktoren β .

$$K.\text{eff.} = \frac{\text{Årskostn.}}{\text{red.}[\text{Kl.a}] * \beta}$$

Desto mindre tallet er desto mer kostnadseffektivt er tiltakene.

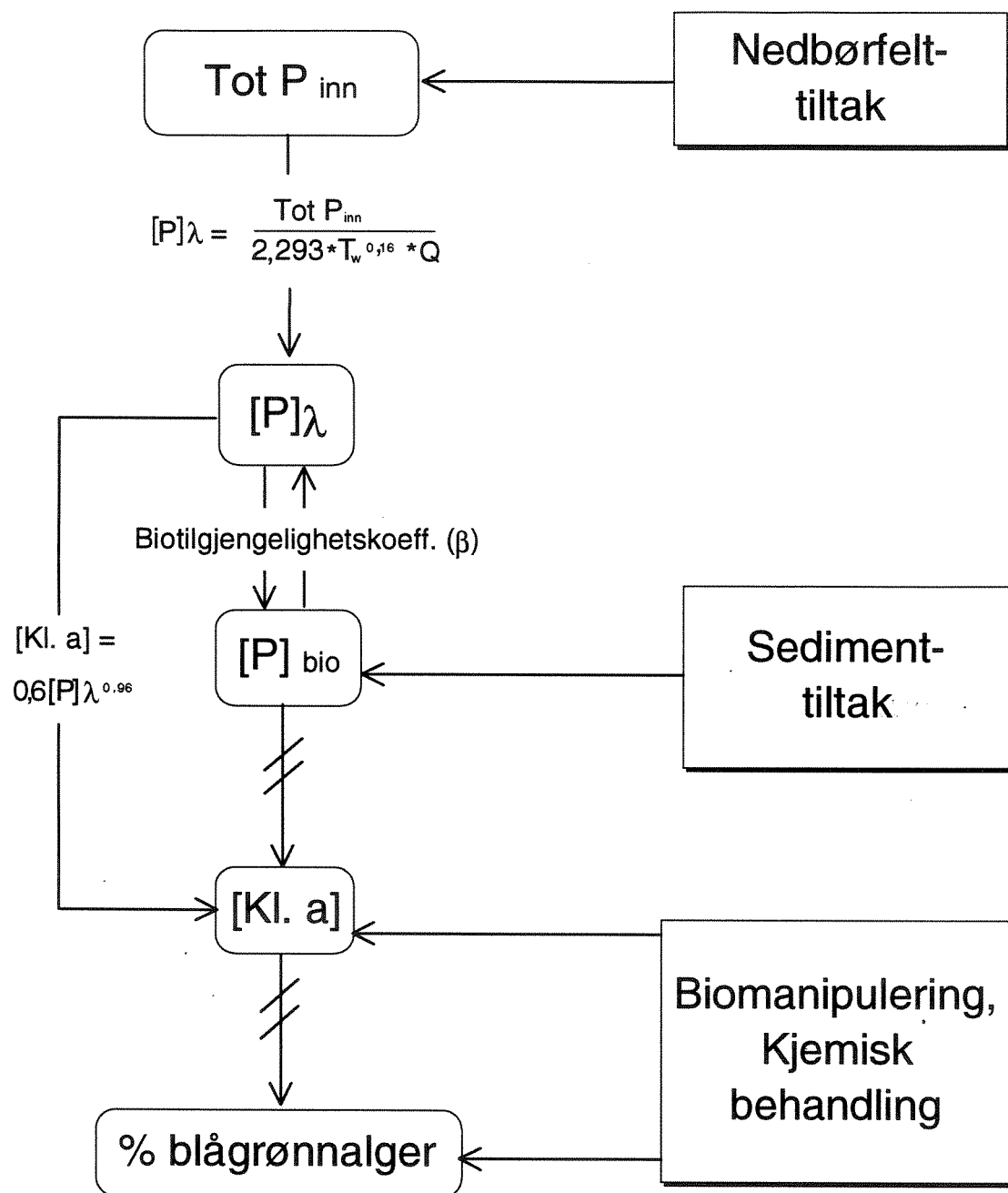
Som nevnt vil endel tiltak i tillegg bli utredet med effekt som redusert fosfortilførsel i ant kg. pr år. Kostnadseffektivitet vil også regnes i forhold til dette.

2.4 Overlappende tiltak.

Det vil være en rekke tiltak som enten har helt eller delvis overlappende effekt. For noen innsjøinterne tiltak, f.eks. mudring og tildekking av sedimenter er det regnet full overlapp,

dvs. at tiltakene utelukker hverandre. Mellom tradisjonelle tiltak f.eks arealavrenningstiltak og innsjøinterne tiltak vil det også være overlapp fordi de tradisjonelle tiltakene i seg selv minsker problemene med intern gjødsling.

Ved sammenstilling av alternative tiltakspakker er det forutsatt at tiltakene knytta til nedbørfelt etableres først, så tiltak for å øke selvrensingen i bekkene (f.eks. sedimentasjonsdammer) og så de innsjøinterne tiltakene. Overlappingseffekten trekkes fra de tiltakene som gjennomføres sist. Overlapping av tiltak innen samme gruppe f.eks. mellom to innsjøinterne tiltak, løses ved at den overlappende effekten deles likt mellom tiltakene. Dette fører til at de tiltakene som blir implementert sist kommer dårligst ut med hensyn på kostnadseffektivitet.



Figur 2.1. Sammenhengen mellom fosfortilførsler og klorofyllnivåer i innsjøen. Hvordan forskjellige typer tiltak virker inn på fosfor og klorofyllnivået. Pil med strek over viser at det er en sammenheng mellom nivåene men at det ikke er etablert et empirisk grunnlag som lar seg beskrive med en matematisk ligning. Etter Bratli (1992).

Tot P_{inn} = årlig fosfortilførsel fra nedbørfeltet

[P]λ = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

T_w = teoretisk oppholdstid

Q = årlig avløp

[P]_{bio} = biotilgjengelig fosfor i innsjøen

[Kl. a] = gjennomsnittlig klorofyllnivå i innsjøen i sommerhalvåret

3. Utredning av mulige innsjøinterne tiltak.

Med innsjøinterne tiltak menes tiltak som er knyttet direkte til innsjøen, enten dens vannmasser eller sediment.

De innsjøinterne tiltakene retter seg langs tre tiltakslinjer. Den ene typen tiltak retter seg mot sedimentet som til en viss grad slipper fosfor ved selvgjødsling. Her søkes det altså å redusere algebiomassen ved å redusere tilførslene av fosfor. Dette er den såkalte "bottom-up" strategi som de andre tradisjonelle tiltakene også kommer inn under. Den andre typen tiltak retter seg mot å begrense algebiomassen ovenfra i næringskjeden, gjennom manipuleringer med fiskebestanden, og kalles følgelig "top-down" tiltak. Den tredje typen tiltak retter seg direkte mot algebiomassen ved kjemisk behandling. Den sistnevnte tiltakstypen vil følgelig være den som gir sikrest effekt. "Bottom-up" tiltakene gir også relativt sikker effekt idet det her bare er "ett trinn" fra det en reduserer (fosforet) til det en egentlig ønsker å redusere (algebiomassen). For "top-down" tiltakene er det imidlertid "to trinn" i næringskjeden fra det en reduserer (den planktivore fisken) til reduksjon av algebiomassen. En må gjennom en forandring av dyreplanktonet for å få en effekt på algebiomassen. Disse tiltakene er følgelig de mest usikre å beregne effekten av.

Det er som tidligere nevnt to måter en innsjø kan begynne å gjødsle seg selv på. Det ene er når den altfor store algemengden skal brytes ned og det dermed forbrukes mye oksygen. Jernet som fosforet er bundet til blir dermed redusert og går ut i vannmassene.

Det er usikkert hvor mye fosfor som lekker ut under slike perioder på ettersommeren og ettervinteren. I midten av august 1992 ble det registrert at under 11 meter var oksygenet brukt helt opp. Også tidligere fra 1970 årene er det registrert oksygenvinn ved at jern og manganrikt vann er kommet inn i pumpestasjonen ved tapping. De siste vintrene har vært milde, og isen har derfor gått tidlig, med påfølgende tidlig omrøring av vannmassene. Perioden med oksygenvinn på ettervinteren må derfor ha vært svært begrenset de siste årene.

Den andre måten utlekkingen kan skje på er at den store produksjonen av planktonalger gir en så høy pH at det løses ut fosfor fra epilimnionsedimentet (strandsedimentet). Denne prosessen antas som mindre viktig i Borrevannet. I 1992 er det registrert to tilfeller med pH over 8,5 (en av de hadde pH på 9,0). Riktignok har Sanni (1987) registrert en viss utlekking fra sediment over pH 8,5 i Frøylandsvannet, men det regnes allikevel som av begrenset viktighet for Borrevann.

Forsøk med sedimenter fra Gjersjøen og Årungen viste en utlekking på kun 5 mg P/m² ved pH = 8,5. Ved pH = 9 steg utlekkingen radikalt til opp mot 50 mg P/m² (Erlandsen & medarb. 1980).

Til utlekkingen av strandsedimentet kommer også den bølgegenererte resuspensjonen som ikke kan ses bort fra i Borrevann som er relativt vindpåvirket.

Selv om utlekkingen fra strandsedimentet kan vise seg å være betydningsfull, antas allikevel at bunnsedimentenes bidrag er et større problem.

3.1 Sedimenttiltak.

Det er usikkert i hvilken grad utlekkingen av fosfor fra bunnsedimentene vil komme algene til del etter fullsirkulasjon. Ulekkingen er ikke kvantifisert gjennom forsøk, og effekten av sedimenttiltakene kan derfor ikke fastslås. Det er derfor heller ikke lagt ned mye arbeid i å estimere kostnadene av disse tiltakene.

3.1.1 Fjerning av sediment, mudring.

Et effektivt men dyrt tiltak er å fjerne sedimentet ved mudring. Dette er av kostnadsmessige grunner ikke forsøkt gjort ved noen norsk innsjø. I Sverige derimot er noen innsjøer mudret, og det mest kjente eksempelet er mudringen av den grunne innsjøen Trummen i 1970-71. Trummen er 1 km², altså ca halvparten av Borrevannet. Sjøen ble avlastet for kommunalt avløp alt i 1959, men pga. indre gjødsling forble sjøen hypertrof med Tot-P konsentrasjoner på opp mot 1mg/l og med pH over 10 under oppblomstringene. I 1969, ti år etter avlastningen, var den indre gjødslingen midt i produksjonssesongen ca. 60 ganger større enn den eksterne tilførselen (Petterson og Wallsten 1990).

Effekten av mudringen var svært stor med bl.a. en reduksjon av Tot-P på 90% og radikale reduksjoner i planktonbiomasse og høyere siktedyp. En annen bieffekt ved mudringen var at denne svært grunne innsjøen økte sitt volum med 70%, noe som avgjort også har betydd mye for vannkvaliteten.

Siden ble noen andre innsjøer (bl.a. Trehörningen) mudret med godt resultat. Det viste seg imidlertid at effekten av mudringen blir redusert hvis en ikke samtidig avlaster sjøen med ytre tilførsler og prøver å gjøre noe med innsjøøkosystemet, særlig å redusere mengden av planktivor fisk.

Kostnad:

Kostnaden for mudring er svært forskjellig fra innsjø til innsjø alt ettersom hvor lett det er å komme til, hvilke dyp mudringen skal skje på og mektigheten av sedimentene.

De svenske innsjøene kostet mellom 225 000 og 850 000 kr. pr. hektar mudderoverflate. I de svenske sjøene ble det fjernet sediment i opp til én meters dybde.

Ved utarbeidelse av tiltaksplan for Frøylandsvannet ble det tatt kontakt med Geoservice V/Jansen som mente de kunne fjerne strandsediment for ca kr 125 000/ha sedimentoverflate med en mektighet på ca 1/2 m. Forutsetningen er at sedimentet kan brukes på nærliggende jorder som jordforbedringsmiddel. Hvis dette overslaget holder også for bunnsedimentene, vil totalkostnaden for fjerning av 35 ha sediment være 4.375.000 kr. Dette tilsvarer fjerningen av sediment fra 10 m dyp og ned til maksdypet på ca 14 m.

Med 20 års levetid vil dette tilsvare en årskostnad på 413 000 kr.

Levetiden vil i stor grad avhenge av avlastingen fra nedbørfeltet.

3.1.2 Tildekking av sediment.

En annen måte å hindre utlekking av fosfor fra sedimentet er å tildekke dette med lokale lite permeable og næringsfattige masser f.eks. leire, som vil virke som en sperre mellom vannet og opprinnelig sediment.

Sedimentet kan også dekkes til med en kunstig duk.

En kunstig tett duk av plast vil være vanskelig å holde nede pga. gassutvikling. En semipermeabel duk som slipper igjennom gassboblene vil ikke være helt effektiv for å stanse den interne gjødslinga. Hvor effektiv en slik duk vil være er imidlertid usikkert. Det er ment å dekke de samme arealer som ved en evt. mudring beskrevet i det forrige tiltaket.

Kostnad:

Kostnader for legging av kunstig duk er estimert ut ifra forsøk i Steinsfjorden for bekjempelse av vasspest (Berge 1987b). Totalkostnadene vil være omkring 10 000 kr pr daa. Hvis de samme arealene skal dekkes som de som forutsatt mudret i tiltaket over (35 ha), vil dette komme på 3,5 mill. kr., altså i samme størrelsesorden som mudring. Levetida for tiltaket vil også her avhenge av hva som gjøres av eksterne avlastninger, og i hvilken grad en klarer å slå av den interne gjødslinga.

20 års levetid gir en årskostnad på 330 000 kr.

3.1.3 Metoder for å holde sedimentoverflaten i bunnvannet oksygenert.

Det finnes flere metoder for å unngå at dypvannssedimentet reduseres og begynner å lekke fosfor.

1.) En metode er å tilsette nitrat. Dette vil fungere som oksidasjonsmiddel, og fosforlekkasjen begrenses ved at reduksjon til toverdige jern hindres. Samtidig reduseres nitraten til elementært nitrogen som forsvinner i gassform. Faktisk er det vist at en tilførsel av nitrat til bunnvannet i Kolbotnvannet, foruten å redusere fosforutlekkingen, har ført til et netto nitrogentap (Erlandsen og medarb. 1988). Denne metoden ble først beskrevet av Willhelm Riip i 1976.

Selv om denne metoden hadde positive effekter i Kolbotnvann betyr ikke det at vi vil få tilsvarende effekter i andre typer innsjøer. Kolbotnvann er et lite vann, bare 0,3 km², vannmassene stratifiseres (lagdeles) raskt, har stort middeldyp i forhold til maksdyp og lang oppholdstid.

Petterson og Bostrøm (1982) peker på at metoden ikke nødvendigvis har samme effekt på grunne sirkulerende innsjøer som innsjøer som er mer stratifiserte. Disse mener at forutsetningene for vellykket resultat er at en har å gjøre med vindbeskyttede stratifiserte innsjøer med lav temperatur i bunnsedimentet.

Andre viktige forutsetninger for et vellykket resultat er at sjøen på forhånd er sterkt avlastet for tilførsler samt at sammensetningen av sedimentet er den rette. I den svenske innsjøen Trekanten var ikke alle forutsetningene oppfylt, og resultatet etter Riploxbehandlingen må anses som mislykket.

2.) En annen metode er å luften bunnvannet i stagnasjonsperiodene (Limnox), evt. forlenge sirkulasjonsperiodene med en boblegardin. Begge metodene er utprøvet i Kolbotnvann (Erlandsen og medarb. 1988) med noe blandet resultat. Limnoxen som beholder stratifiseringen av vannmassen hadde en viss effekt, men viste seg selv for en så liten innsjø som Kolbotnvann ikke å være nok til at bunnvannet beholdt et minimum av oksygen som skulle være nok til å hindre fosforutlekking. Boblegardinen som foruten å oksygenere bunnvannet også destratifiserte vannmassene hadde en god effekt ved å utvide sirkulasjonsperiodene. Ved for tidlig oppstart på høsten medførte imidlertid tiltaket at næringsrikt bunnvann ble ført opp i produksjonskiktet med den følge at en fikk oppblomstring av blågrønnalgen *Oscillatoria sp.* En annen negativ effekt kan være at resuspensjonen fra sedimentet øker ved at boblene river opp sedimentet. Lufting av hypolimnion er også gjort i Langvatn i Lørenskog i flere år (Holtan og Nicholls 1987, Nicholls og medarb. 1991)

3.2 Direkte felling i innsjøen.

Særlig fra USA har en mange eksempler på at det er forsøkt å felle fosfor direkte i innsjøen eller i tilløpsbekker med enten jern eller aluminiumsforbindelser. Ved bruk av f.eks aluminiumsulfat er formålet foruten å felle ut fosfor, og dermed redusere fosforinnholdet i vannmassene direkte, også å dekke til sedimentet som lekker fosfor med en utfelling som ikke er underlagt forandringer i løselighet pga. redoksforhold. Dette siste er spesielt relevant ved anaerob utlekking fra dypvannet.

Resultatene fra USA er høyst variable og det pekes på at innsjøen samtidig må avlastes for eksterne tilførsler og at resuspensjon helst ikke bør være et stort problem.

Langvannet i Lørenskog ble behandlet med aluminiumsulfat, men etter tilsetning av 30 tonn ble det observert omfattende fiskedød, og forsøket ble stoppet. Fellingen er relativt følsom for pH og må foregå mellom pH 6 og 7,5. Fellingsreaksjonen forbruker alkalinitet og virker i seg selv forsurende, noe som ikke burde være noen særlig ulempe for Borrevannet. Blir pH for høy virker $\text{Al}(\text{OH})_4$ giftig, og er pH for lav løses det som Al^{3++} .

3.3 Behandling med kopperforbindelser for å forandre sammensetningen av algebiomassen.

Kopperforbindelser er generelt svært giftige for alger, men blågrønnalger er spesielt følsomme. I USA og Australia har det i lengere tid vært brukt slike forbindelser, særlig koppersulfat, til å desimere store blågrønnalgebestander som har skapt problemer i drikkevannsreservoarer og naturlige innsjøer (Schmidt 1986).

Citrine er et chelatert kopperpreparat som er dyrere enn koppersulfat, men som holder seg mye lenger i vannmassene og er mye brukt i nyere tid.

Disse preparatene har i utlandet vært benyttet som et algicid, for å få helt klart vann direkte etter behandling. Dette er ikke hensikten i Borrevannet. Det er relativt lave konsentrasjoner

som her ville vært aktuelt, antakeligvis under fagegrensen for fisk, kyr eller mennesker (under SIFFs krav til drikkevann), og vil ikke gi restriksjoner på bruk av vannet til jordvanning. Kopper forekommer naturlig i gjennomsnitt for ferskvann på 5-10 µg/l. Innholdet i norske innsjøer er naturlig lavt på 1-2 µg/l. Doseringen det her vil være snakk om er opp til ca. 50 µg/l, en konsentrasjon som raskt vil gå ned etter kompleksbinding i vannmassene (Skulberg 1986). Nødvendig konsentrasjon ved korttidsdosering vil allikevel måtte avgjøres ved eksperimentelle studier, og kan godt vise seg å bli lavere enn 50 µg/l. Da det ble søkt SFT om tillatelse til å behandle Akersvannet, som er reservevannkilde til Vestfold interkommunale vannverk, ble søknaden avslått. Mye tyder på at de ovennevnte bemerkninger ikke i tilstrekkelig grad ble lagt til grunn ved avgjørelsen. En hadde her tenkt å bruke koppersulfat, Cutrine ble ansett for å være for dyrt.

Behandlingen må gjentas regelmessig, men ikke nødvendigvis hvert år da blågrønnalgene vokser seint og er avhengige av å ha en forholdvis stor utgangsbestand om våren for å nå de store biomassevolumer på sensommeren. Det er allikevel regnet med å gjennomføre behandlingen hvert år hvis vannblomst opptrer. Tiltaket må ses på som et tiltak som brukes som en ren nødløsning, eller i hvertfall av tidsbegrenset art (noen år) inntil andre og mer "bærekraftige" tiltak kan holde algene i sjakk.

Kostnader:

På bakgrunn av estimer som ble gjort for behandling av Akersvannet i Vestfold (Mollat pers. med.), vil en med spredning fra helikopter kunne foreta behandlingen for ca. 100 000 kr inklusive kjemikalier og blanding/fortynning på tankbil. Levetiden av tiltaket settes til ett år, og årskostnaden for tiltaket blir derfor også 100 000 kr.

Effekter:

En må regne med at en slik behandling vil holde blågrønnalgebiomassen i sjakk slik at andre spisbare alger vil dominere. Effekten på klorofyllnivået vil etter en behandling være stor. Etter hvert vil andre typer rasktvoksende alger ta over, og over året kan en anslå at algebiomassen kan bli halvert, dvs. en reduksjon på ca 8 µg/l av klorofyll.

Hvis dette tiltaket kombineres med biomanipuleringstiltak, vil en regne med å kunne holde algebiomassen på godt under halvparten av dagens nivå.

Kostnadseffektivitet:

100 kkr./ 8 µg/l Kl.a = 12,5

Halm-halmekstrakt.

For å kontrollere algene med andre kjemiske stoff som lettere kan brytes ned i naturen, er det gjort noen forsøk med bruk av halm eller halmekstrakt fra bygg (Gibson og medarb. 1990, Welch og medarb. 1990). Bruk av bygghalm direkte vil neppe være noen løsning idet det måtte brukes ganske store mengder for å slå tilbake en vannblomst. Dette vil ikke se særlig estetisk ut, samtidig som nedbrytningen av bygghalmen ville medføre en ekstra belastning som ikke ville være tilrådelig. Et interessant alternativ kunne være å bruke et ekstakt av halmen eller, enda bedre, en renframstilling av det virksomme stoffet. Dette siste er foreløpig ikke mulig idet det virksomme stoffet ikke er isolert.

3.4 Biomanipulering, inklusive rotenonbehandling.

Biomanipulering innebærer å redusere innholdet av planktivor (dyreplanktonspisende) fisk slik at zooplanktoninnholdet i innsjøen øker. Økt beitepress fra zooplanktonet skal i neste rekke kontrollere den alt for store algebiomassen. Reduksjonen av planktivor fisk kan skje enten direkte, ved f.eks. utfisking eller giftbehandling, eller indirekte f.eks. ved utsetting av rovfisk.

Det er et forholdsvis vanlig fenomen at en dårlig vannkvalitet vedvarer i mange år etter at tilførselen fra nedbørfeltet er redusert (Ryding 1981, Cullen & Forsberg 1988, Sas 1989, Marsden 1989). Et av forholdene som er med på å fastholde den dårlige vannkvaliteten er innholdet av planktivor fisk (Kristensen og medarb. 1991).

Dette indikerer nødvendigheten av å gjøre noe med fiskesammensetningen parallelt med at tilførselen fra nedbørfeltet blir redusert. Flere mindre innsjøer er biomanipulert ved rotenonbehandling og utsetting av settefisk i løpet av 80-årene.

Resultatet i innsjøer som har vært biomanipulert har vært en redusert fyttoplanktonbiomasse. Innholdet av total-fosfor behøver ikke nødvendigvis å bli redusert. Det biologiske fosforet vil bare forskyves fra fyttoplanktonet til zooplanktonet. Allikevel viser også totalfosforinnholdet vanligvis en nedgang, noe som kan skyldes at den reduserte fyttoplanktonbiomassen reduserer utlekkingen av fosfor fra epilimnionsedimentet, samtidig som sedimentasjonen øker ved at store zooplankton dør og faller ut av produksjonssjiktet.

Det er eksempler på en netto gevinst, økonomisk sett, ved denne typen tiltak.

Stavsjøen og Grøtlitjern på Romerike ble rotenonbehandlet i 1984 og regnbueørret satt ut. Rotenonbehandlingen av disse to sjøene på tilsammen 0,35 km² kostet 80 000 kr. Dette innebefattet utsetting av settefisk. Settefisk ble også satt ut i årene etter rotenonbehandlingen, og en regner med at fiskekortsalg vil gi 30 000 kr. i netto hvert år framover.

Fisketiltakene er forbundet med tildels stor usikkerhet, og særlig i et økosystem som Borrevannets. En finner her en rekke karpefisk, bl.a. mort, laue, sørv, brasme og suter. Dette er fiskeslag med tildels stor nisjeoverlapp, dvs. at hvis en av disse fiskeslagene desimeres ved enten utfisking eller oppspising av rovfisk, så vil andre fiskeslag kunne gå inn å ta hele eller deler av den desimerte fiskens rolle i økosystemet. Nye fiskeslags dominans vil imidlertid også til en viss grad, kunne reduseres gjennom de samme tiltakene. Hvis imidlertid en desimering av mort og laue medfører at f.eks. brasme slår seg opp, vil den raskt kunne bli så "høy over ryggen" at f.eks. gjør får store problemer med predatore denne. Ved dette har en allikevel oppnådd å redusere de små fiskeslagene som er særdeles flinke til å beite dyreplankton i pelagialen. Effekten ved et slikt tiltak, som utsetting av gjørs, vil derfor i alle fall være å betegne som positiv, både med tanke på vannkvaliteten og det at en får en fisk som er svært god å spise.

3.4.1 Behandling med rotenon.

Kostnadene vil være store ved en hel-innsjøbehandling, og en vil samtidig slå ut fisk som en ønsker å beholde som f.eks. storabbor, gjørs og gjedde. Hvis gyteområdene hadde vært små og lett tilgjengelige, slik som f.eks. hos lagesild, kunne en partiell behandling være aktuell. Hos karpefiskene i Borrevannet anses imidlertid dette som vanskelig, idet disse fiskeslagene gyter "overalt".

En rekke mindre innsjøer er behandlet med rotenon i regi av NTNFs Eutrofieringsprogram. Tabell 3.1 gir en sammenstilling av resultatene året etter rotenonbehandlingen.

Tabell 3.1 Følger av biomanipuleringen på kjemiske og biologiske parametre i hel-innsjøforsøk. Effekten er angitt som gjennomsnittet for perioden juli-september (for Vikvatn-median) etter manipuleringen dividert med gjennomsnittet før. En faktor på 1,00 indikerer ingen endring, mens en faktor på 2,0 og 0,5 representerer henholdsvis en dobling og en halvering etter tiltaket. Det er ikke gjort statistiske vurderinger av de observerte endringene. Fra Olsen og Vadstein (1989).

| Innsjø | Haugatjern | Helgetjern | Askelunds- vatn | Vikvatn |
|----------------------------------|------------|------------|--------------------|---------|
| Areal (km ²) | 0,091 | 0,12 | 0,031 | 0,46 |
| Maxdyp (m) | 15,5 | 3,5 | 2,9 | 15 |
| Gjennomsnittsdyp (m) | 7,6 | 2,0 | 2,0 | 7,6 |
| <i>Planktonalger:</i> | | | | |
| Biomasse | 0,22 | 0,09 | 0,04 | 0,16 |
| % blågrønnalger | 0,60 | 0,03 | 0* | 0** |
| Primærproduksjon | 0,45 | 0,11 | - | - |
| Spesifikke veksthastighet | 3,32 | 0,58 | - | - |
| <i>Dyreplankton:</i> | | | | |
| Biomasse | 0,83 | - | 5,00 | 0,61 |
| % vannlopper | 1,26 | - | >86 | 0,67 |
| Lengde vannlopper | 1,39 | - | - | - |
| Alge/dyreplankton-biomasse | 0,22 | - | 0,01 | 0,26 |
| <i>Fysisk-kjemiske målinger:</i> | | | | |
| Siktedyp | 2,3 | 3,1 | 2,1 | 1,4 |
| Klorofyll a | - | 0,11 | - | - |
| Totalfosfor | 0,74 | 0,65 | - | - |
| Partikulært fosfor | 0,60 | 0,24 | - | - |

* Prosent blågrønnalger var 5 og 23 de to årene før og 0 og 0 de to årene etter rotenonbehandlingen.

** Prosent blågrønnalger var 94 før og 0 etter rotenonbehandlingen.

Dette viser at en kan anslå en ca. 80% reduksjon av algebiomassen etter en slik behandling. Den prosentvise reduksjonene av blågrønnalger er vanskeligere å fastslå da variasjonen er stor mellom de forskjellige sjøene, fra 40% reduksjon i Haugatjern til nærmest desimering av blågrønnalgebestanden i de andre innsjøene.

Helgetjern, som ble rotenonbehandlet i 1984 viste gode resultater i 1985-87. Allerede i 1988 hadde mortebestandene tatt seg opp igjen og klorofyllverdiene var igjen høye, med ca. 30% innhold av blågrønnalger (Faafeng & Brabrand 1990). Dette viser at tiltaket har relativt kort levetid og at behandlingene må gjentas hyppig med bare få års mellomrom. Dette gjelder særlig hvis karpefisk fra andre vassdragsavsnitt migrerer og rekoloniserer innsjøen. Dette ses på som et begrenset problem i Borrevannet.

I regi av miljøforvaltningen ble Mosvannet ved Stavanger rotenonbehandlet i 1987. Konsentrasjonen av totalfosfor og klorofyll ble redusert med henholdsvis 20 og 70% året etter behandlingen (Sanni & Wærvågen 1990). Her ble det i tillegg satt ut 3000 ørret og regnbueørret av varierende størrelse. Selv om blågrønnalgene holdes nede om sommeren får en allikevel en oppblomstring sent på høsten (Strøm pers.med.). Dette skyldes antakelig at beitepresset fra zooplanktonet reduseres kraftig når de store Daphnidene går i hvile på høsten. Oppblomstringene senhøstes må også ses i lys av at Mosvannet ser ut til å ha fått økt fosfortilførsel de siste årene (Sanni pers. med.). Tiltaket holder altså ikke gjennom hele sesongen, selv om det oppnås god effekt om sommeren da de fleste brukerinteressene er knyttet til vannet. Dette anses som et spesielt problem for Jærområdet der vekstsesongen er meget lang.

Kostnader:

En total behandling av Borrevannet vil, med en literpris på rotenon på 108 kr, koste 570 000 kr. Det er forutsatt at det kan spredes fra helikopter, og dette vil koste kr 70 000. I alt koster tiltaket 640 000.

Levetiden er vanskelig å estimere. Siden det ikke finnes ovenforliggende innsjøer som kan føre til migrering av karpefisk, vil levetiden kunne være lang. Den blir forsøksvist satt til 10 år. Årskostnadene blir da 91 000 kr.

Effekt:

Ved en totalbehandling vil en på bakgrunn av forsøkene i mindre innsjøer regne med en god effekt på algebiomassen, og et øvre estimat for effekten representeres ved resultatene fra de ovennevnte innsjøene. Da Borrevann er et større vann med mer komplekse interaksjoner mellom trofinivåene kan en risikere at effekten ikke er så god. Effekten settes derfor forsøksvis til 60%, dvs. en reduksjon på 9,5 µg/l klorofyll som et øvre estimat. Det nedre estimatet kan anslås til 30% eller 4,7 µg/l klorofyll.

Kostnadseffektivitet:

Øvre estimat: 91 kkr/ 9,5 µg/l Kl a = 9,6.

Nedre estimat: 91 kkr/ 4,7 µg/l Kl a = 19,4

3.4.2 Styrt utfisking

Lund & Solhøy (1991) har samlet inn materiale fra mort og laue i Borrevannet. Det er fisket med flytegarn i pelagialen. Det ble ikke funnet sediment i noen av fiskemagene. Hvorvidt disse fiskeslagne virkelig spiser sediment er uklart. Det finnes materiale som er fisket i

littoralsonen som ikke er undersøkt og som kanskje kan gi svar på dette (Vøllestad pers.med.).

En avklaring på dette punktet vil være viktig for å estimere effekten av tiltaket. Ved begrensning av sedimentspisende karpefisk oppnås en dobbel effekt, både reduksjon av beitepresset på zooplankton og redusert remobilisering av fosforet fra sedimentet.

Inntil videre regnes det med at stammene av mort og laue i Borrevannet ikke spiser sediment. Dette er i hvert fall overveiende sannsynlig (Fjeld pers. med.)

En styrt utfisking av karpefisk, primært laue og mort, bør kunne kombineres med utsetting av gjørs. Ved selektivt fiske på karpefiskene kan en bruke garn med liten maskestørrelse. Morten, og særlig laua, er småvokst (ofte bare 10-12 cm). Gjørsen kommer raskt over denne størrelsen slik at et intensivt fiske vil neppe gå særlig utover denne arten. Et betenkelig punkt er at en må stole på at folk bare bruker garn med liten maskevidde, slik at en ikke risikerer å få fisket opp "nyttige" fiskeslag som gjedda, gjørsen og storabboren. Dette kan vise seg vanskelig å gjennomføre uten at fisket er veldig organisert. Et selektivt fiske med not på gyteplassene ville løst dette langt på vei, samtidig som arbeidsinnsatsen begrenses. Dette er foreslått ang. lagesilda i Frøylandsavannet, men anses mindre aktuelt i Borrevannet da karpefiskene ikke på samme måte har begrensede gyteområder, men gyter "overalt".

I Frøylandsavannet på Jæren subsidierer til-liggende kommuner prisen på oppfisket lagesild med kr. 6,- pr. kilo. Fisken leveres hos en lokal pelsdyrfarmer. Dette fungerer bra, og ca. 20 tonn lagesild ble tatt opp gjennom denne ordningen i 1990 og 1991.

Bl.a. i Danmark er det gjort forsøk med fjerning av planktivor fisk gjennom styrt utfisking, der effekten på zooplankton og følgelig algeinnholdet har vært god. Væng sø ble avlastet med kloakkvann i 1981 uten at dette medførte særlig forbedring av vannkvaliteten (Dyhr-Nielsen og medarb. 1991). Først i 1986-87 ble ca. halvparten av den planktivore fisken fjernet. Dette mangedoblet innholdet av Daphnider noe som reduserte algebiomassen til en fjerdedel (fra 80 til 20 $\mu\text{g Cl. a/l}$) og totalfosforet til en tredjedel (150 til 50 $\mu\text{g/l}$) på tre år. Siktedypet ble også mer enn fordoblet (fra ca. 0,7 til 1,7 m).

Effekten i Borrevann vil være vanskelig å anslå. En måtte bruke garn med svært liten maskestørrelse. En vil da allikevel bare fjerne de "store" mortene og lauene. Dette kan man i første omgang tro er positivt idet en fjerner kjønnsmoden fisk. Det paradoksale er at dette kan gjøre at en får flere helt små mort, ikke bare at en selekterer for disse ved utfiskingen, men at færre foreldre i seg selv kan gi flere barn. Dette henger sammen med at ved å redusere antall foreldre reduseres predatorpresset fra egen art idet disse fisken driver en utstrekkt grad av kannibalisme (Brabrand pers. med.). Pga. det enorme reproduksjoenpotensialet disse fiskene har er antall egg lagt ikke begrensende for rekrutteringen. Tiltaket kan derfor i verste fall virke mot sin hensikt, ved at en får flere og mindre individer som er svært effektive til å spise dyreplankton.

Et annet element som trekker i negativ retning er det som tidligere er nevnt ved at en ved et slikt effektivt fiske risikerer også å fiske opp nyttige fiskeslag som gjørs, storabbor og gjedde.

Kostnad:

Tiltakets kostnad vil avhenge av en rekke faktorer som ennå ikke er klarlagt. Vi forutsetter at en gjennom lokalt samarbeid og tilskudd fra kommunen eller andre finansiører på 6,- kr/kg kan oppnå en utfisking av bestanden med ca. 50%. Bestandstørrelsen er undersøkt med ekkolodd av Lund og Solhøy (1991). En registrering i juni viste 17000 fisk pr hektar, men i september var antallet 7700 noe som var et svært stort sprik. Både mort og laue forekommer i små former og blir kjønnsmodne allerede ved ca 8 cm lengde. De veier da 5-10 gram. Usikker informasjon om bestandsstørrelse gjør beregningen usikker, men hvis bestanden på 10000 fisk pr. ha veier 14 tonn vil en altså måtte fjerne 7 tonn. Dette vil koste kommunen 42 000 kr. En må regne med at tiltaket har kort levetid, og at man må foreta en slik utfisking kontinuerlig. Årskostnad blir dermed også 42 000 kroner.

3.4.3 Utsetting av rovfisk.

Rovfisken som det er aktuelt å sette ut i Borrevannet er gjørs. Utsetting av gjørs har vært utprøvet med vellykket resultat i flere innsjøer på Østlandet (eks. Gjersjøen). Denne har vært forsøkt satt ut første gang i 1975 og ved et par anledninger i perioden 1986-88. Det har vist seg at de første utsettingene ikke har vært særlig vellykkede. Forklaringen på dette er etter alt å dømme at gjørsen var i svært dårlig forfatning ved utsettelse. Dette var garnfanget fisk, hvorav mange fisk var halvdøde allerede ved utsettelse (Fjeld pers. med.). I Akersvannet i Vestfold ble det satt ut gjørs allerede i midten av syttitallet, med godt resultat. Ved siste prøvefiske i 1992 kunne det registreres en stor og livskraftig stamme (Grande pers.med.). Akersvannet er noe mer eutrofiert enn Borrevannet, men det er ellers ingen store forskjeller mellom innsjøene som skulle tilsi at gjørsen ikke skulle trives i Borrevannet. Borrevannet er betegnet som en meget godt egnet lokalitet for gjørs (Brabrand pers. med.).

Fisken kan med fordel tas med not eller ruser for å få en mer skånsom fangst og dermed fisk med god kondisjon ved utsettelse.

Tiltaket har en overlappende effekt med reduksjon av karpefiskbestanden ved hjelp av styrt utfisking. Hvis begge tiltakene implementeres samtidig vil effekten for begge tiltakene reduseres noe.

Tiltaket anses ikke å kunne kombineres med rotenonbehandling.

Levetiden på dette tiltaket vil være relativt lang sammenliknet med styrt utfisking. Det vil imidlertid ikke være helt vedlikeholdsfritt, og i tillegg til å forbedre vannkvaliteten, tjener tiltaket også det formål å bedre rekreasjonverdien ved økt sportsfiske. En må derfor regne med å sette ut ny fisk hvert år, i hvertfall de første årene.

Det drives ingen oppdrett/kultivering av gjørs i Norge. Dette er forholdsvis vanlig i Finland, men import av fisk vil ikke tillates av veterinærmyndighetene. En slik import vil heller neppe være forsvarlig utifra et kostnadsaspekt.

En kan derfor basere seg på fisk f.eks. fra Leiradeltaet i Øyeren. Gjersjøen har også opparbeidet seg en god gjørsestamme i løpet av de siste årene. Allikevel er vel Akersvannet

den mest nærliggende lokaliteten å hente fisken fra. Den geografiske nærheten vil også bidra til at fisken vil kunne ha en bedre kondisjon ved utsettingen. En må imidlertid passe på at en ikke tar ut mer gjørs enn det som bestanden i Akervannet tåler.

Kostnad:

NIVA v/Grande fikk 16 stk. gjørs på tilsammen 16 kg på en natt på 6 garn med 45-68mm maskevidde i Akersvannet. Fiske med not vil muligens være mer arbeidskrevende, men gi et bedre resultat (mer skånsomt).

Med hjelp fra grunneierne, som ved søknad til fylkesmannen har vist sin interesse for en slik utsetting, og med bistand fra fiskeforvalter, kan en med et par dagers fangst få et tilstrekkelig antall fisk til utsetting. Arbeids- og transportutgiftene kan på denne måten holdes på et lavt nivå, eksempelvis i størrelsesorden 5-10 tusen kroner som også blir årskostnaden i og med at dette bør gjøres hvert år de første årene.

Det er ikke regnet med evt. inntekter ved salg av fiskekort. Hvis tiltaket er vellykket kan dette etterhvert vise seg å være en inntektskilde.

Effekt:

Data fra Gjersjøen indikerer at en reduksjon av mortebestanden med 80% gir en halvering av algebiomassen. Den gjennomsnittlige andelen av *Oscillatoria sp.* ble imidlertid redusert fra 60% til ca. 10% etter utsettingen av gjørs (Olsen og Vadstein 1989). I hvilken grad disse resultatene kan overføres til Borrevannet er usikkert, men det er sannsynlig at effekten vil være mindre pga. at karpefiskene i Borrevannet neppe spiser sediment. Som nevnt er det også en liten usikkerhet i forbindelse med om gjørsen virkelig vil slå til i Borrevannet og ang. hvilke fiskeslag som vil overta nisjen til oppspist laue og mort. Effekten kan derfor vanskelig anslås. Det er ingenting som tyder på at utsettingen vil ha en negativ effekt på vannkvaliteten. Til forskjell fra den styrte utfiskingen vil en gjørsebestand ha flest individer av liten årsklasse som igjen vil spise den minste karpefisken. En risikerer derfor ikke at en får en størrelsesforskyvning mot flere og mindre årsklasser, noe som vil kunne slå negativt ut (Brabrand pers. med.).

3.4.4 Forstyrning av reproduksjonen.

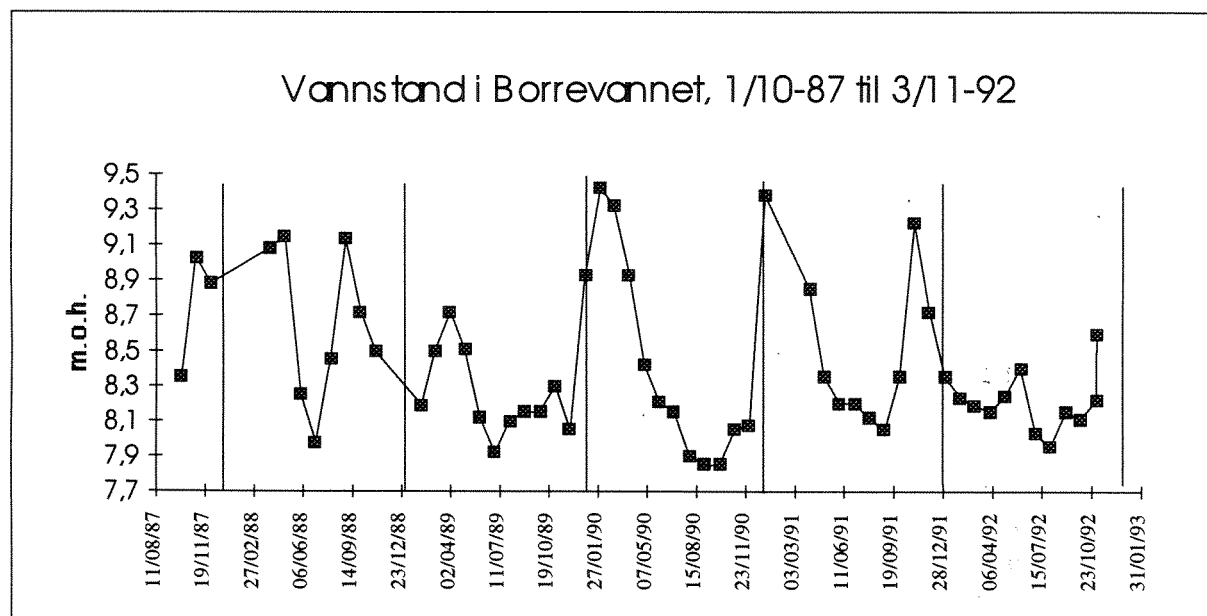
Det er gjort forsøk med å forstyrre reproduksjonen til fisk som gyter på grunt vann ved å senke vannstanden etter gyting. Erfaringer tyder imidlertid på at der det er svingninger i vannstanden lærer fisken seg til å gyte under laveste vannstand relativt raskt. Karpefisken gyter i tillegg på så mange områder og har så enormt reproduksjonspotensial at det neppe vil ha særlig virkning. Senkning av vannstanden har dessuten en rekke andre negative virkninger, særlig ved at en konsentrerer forurensningene i et mindre vannvolum. Alt i alt ses dette på som et lite aktuelt tiltak.

3.5 Manipulering med vannstanden

Det er generelt slik at jo større vannmassen er i en innsjø eller elv/bekk, desto større blir fortynningen av forurensningene og desto mindre blir konsentrasjonene. I en innsjø bør en derfor tilstrebe å holde en vannstand som er så høy som mulig i løpet av sommerhalvåret,

og kanskje helst på ettersommeren da algenivåene ofte er på sitt høyeste og da vann-nivået ofte er på sitt laveste.

Det er forståelig at landbruksnæringen ønsker en så lav vannstand som mulig for å forhindre at vann-nære jorder blir oversvømmet ved store nedbørmengder. Det er allikevel klart ut fra figur 3.1 at det ikke vil være nødvendig med en så lav vannstand som en har sett om ettersommeren de siste årene for å sikre seg mot for høy vannstand og vann innover jordene i tresketida.



Figur 3.1 Vannstanden i Borrevannet de siste fem årene (1987-92). Månedlige registreringer.

Hvis middelvannstanden i Borrevannet holdes en halv meter høyere, medfører det en gjennomsnittlig volumøkning med 9% (fra 13.0*mill. m³ til 14.11*mill. m³). Figur 3.2 viser den såkalte bathygrafiske kurve for Borrevannet. Her kan leses areal og volumforholdene ved de forskjellige dyp.

Dette medfører igjen at den teoretiske oppholdstiden for Borrevannet øker fra 0.81 til 0.88 år.

Berges (1987) formel sier at:

$$P_{inn} = 2.293 * [P]\lambda * T_w^{0.16} * Q$$

der

P_{inn} = årlig fosfortilførsel i kg

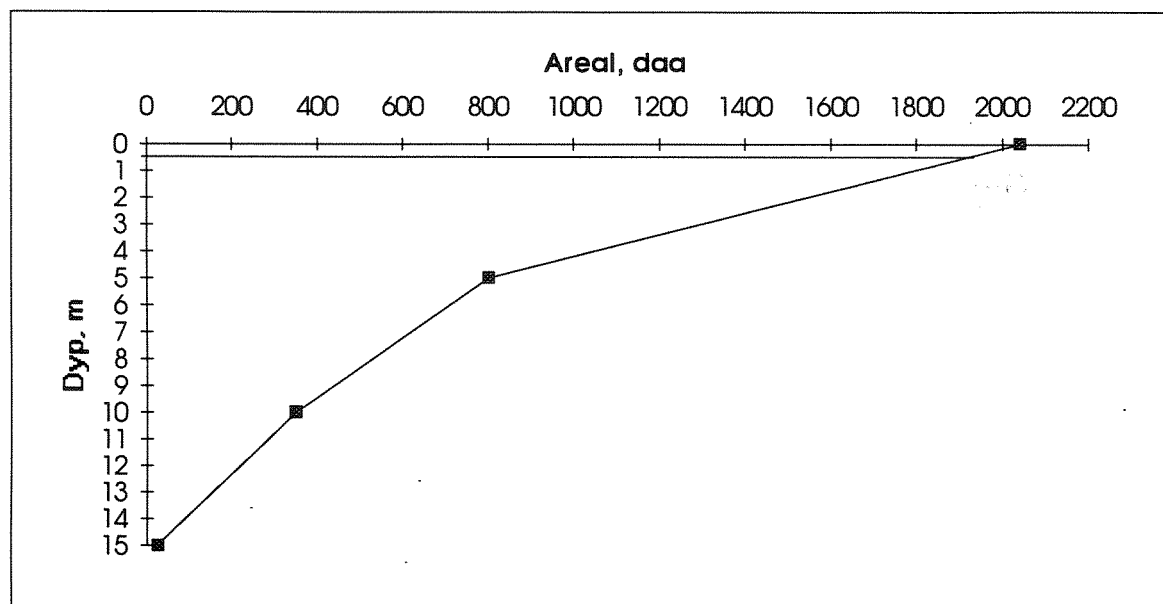
$[P]\lambda$ = middelkonsentrasjon av P i innsjøen ($\mu\text{g P/l}$)

T_w = teoretisk oppholdstid (år)

Q = Årlig avløp

her: 0,81 år

her: 16,1 mill. m³



Figur 3.2 Bathygrafisk kurve for Borrevannet, med grunnlag i dybdekart fra Brettum og medarb. (1976).

Dette medfører at en slik økning i middelvannstand tilsvarer avlastningstiltak på ca 16 kg fosfor i året.

Det vil være ønskelig at det kan utvide utløpet av Borrevann slik at en kan beholde en mer stabil og noe høyere vannstand enn idag. I 1990 varierte vannstanden med over 1,5 m, og i 1991 med godt over meteren. Dette bør man søke å unngå.

3.6 Oversikt over utredede innsjøinterne tiltak

Tabell 3.2 viser en oversikt over alle de utredede innsjøinterne tiltakene med tilhørende kostnader og effekter. For noen av tiltakene har det ikke vært mulig å fastsette effekter, og derfor lite interessant å estimere kostnader. Dette kan skyldes store usikkerheter i antatte effekter slik som ved rovfiskutsettingen, eller at det ikke er gjort nødvendige undersøkelser av fosforutlekkingen fra sedimentene, slik som for sedimenttiltakene.

En rekke av tiltakene har enten store overlappinger i effekt hvis tiltakene implementeres samtidig, eller at de utelukker hverandre helt. Effektene i den samlede tiltaksplanen som senere presenteres vil derfor generelt sett være lavere enn det som er satt opp her som tiltak utredet hver for seg.

4. Utredning av landbrukstiltak

Jordbruket i Borrevannets nedslagfelt domineres av planteproduksjon (korn), men har også innslag av melk-, egg- og kjøttproduksjon. De fleste driftsenhetene er relativt store (over 200 dekar). Området domineres av forholdsvis lange, slake hellinger på sandige silt/leirer og siltige lettleirer/mellomleirer.

Med utgangspunkt i den dominerende produksjonen er den dyrka jorda forholdsvis erosjonsutsatt. Det er imidlertid gjennomført en god del tiltak for å begrense erosjonen fra kornarealene de siste par årene. Utsatt jordarbeiding (vårpløying/vårharving) og høstkorn er de viktigste tiltakene.

De tekniske anleggene i nedslagsfeltet er overveiende gode og avrenningen fra punktkilder er derfor liten.

I det følgende blir det gjennomgått detaljer omkring drift, forurensningstilførsler og ulike tiltak for å redusere avrenningen til Borrevannet ytterligere.

4.1 Grunnlagsdata - arealer, arealbruk og husdyr

Det er 69 brukere med tilsammen 12302 dekar dyrka mark i Borrevannets nedbørfelt. 15 av brukerne har husdyr, tilsammen 346 gjødseldyrenheter. Korn er dominerende vekst i feltet, med tilsammen 9843 dekar.

I utgangspunktet er det relativt mye erosjonsutsatte jordarter i feltet, som i store partier domineres av lange, slake hellinger.

4.1.1 Vekster

I tabell 4.1 er det satt opp en fordeling av dyrka arealer etter vekstslag etter søknad om produksjonstillegg pr. 1.8.91.

Eng, beite og anna vegetasjonsdekt mark utgjør tilsammen 10,4 % og åpenåkervekster hele 89,6 % av det totale areal dyrka mark.

Tabell 4.1 Fordeling av dyrka arealer etter vekstslag. Etter søknad om produksjonstillegg pr 1.8.91 (Landbrukskontoret, Tønsberg distrikt 1992).

| Vekst | Areal, dekar | % |
|----------------------------|--------------|------------|
| Eng | 1113 | 9,0 |
| fulldyrka | 761 | |
| overflatedyrka | 137 | |
| gjødsla beite | 215 | |
| Frø til modning | 98 | 0,8 |
| Fôrvekster | 241 | 2,0 |
| Korn/oljevekster | 9843 | 80,0 |
| høsthvete | 1500 | |
| vårhvete | 1101 | |
| andre korn- og oljevekster | 7242 | |
| Erter o.l. | 638 | 5,2 |
| Anna. | 2 | - |
| Grønnsaker og poteter | 227 | 1,8 |
| Bær og frukt | 56 | 0,5 |
| Brakk | 70 | 0,6 |
| Areal ute av drift | 14 | 0,1 |
| SUM | 12302 | 100 |

4.1.2 Jordarter og hellingsforhold

Tabell 4.2 viser fordeling av dyrka jord etter helling og jordart i feltet. Fordelingen er basert på data fra NIJOS etter jordsmonnkartlegging av feltet i 1991 og vassdragsregisterets (Regine) definisjon av Borrevannets nedbørfeltgrense. Summen av dyrka jord her er noe forskjellig fra landbrukskontorets oppgaver over fordeling av dyrka jord. Uoverensstemmelsen kan f.eks. skyldes ulik oppfatning av nedbørfeltgrensen, størrelsen av arealene og det at noen arealer som tilhører gårder som har sitt hovedsete i nedbørfeltet, egentlig hører til utenfor feltet.

I det videre arbeidet med denne rapporten er den prosentvise fordelingen av jordarter etter NIJOS' jordsmonnkartlegging brukt som fordelingsnøkkel til det dyrka arealet i feltet oppgitt av landbrukskontoret.

Den dyrka jorda rundt Borrevannet domineres av lettere jordarter; jord med forholdsvis mye silt og lette leirer (marine sedimenter). Raet passerer gjennom den østlige delen av feltet i nord-sør-retning. I denne delen finner en mer sandholdige jordarter.

Ved kartlegging av jordsmonnet i feltet (NIJOS 1991) er det registrert forholdsvis lite planert areal i feltet, ca. 757 dekar i alt. Landbrukskontoret antyder at det ble gjort endel enkle planeringer på 50- og 60-tallet. Disse planeringene er i dag sannsynligvis forholdsvis stabile mot erosjon. Tallet 757 kan også være for lavt da det kan være vanskelig å tolke om

slik jord er planert eller ikke. Landbrukskontoret har planer for ca. 570 dekar planert areal av nyere dato (70- og 80-tallet).

Tabell 4.2 Fordeling av dyrka jord etter jordart og hellingsgrad i Borrevannets nedslagsfelt (NIJOS 1993). Prosentvis fordeling i parentes.

| Jordart | Helling % | | | Sum jordartsklasser |
|---------------------------------------|--------------------|--------------------|------------------|---------------------|
| | 0 - 6 | 6 - 20 | 20 - | |
| Grov sand-siltig finsand | 2460 (20,0) | 1144 (9,3) | | 3604 (29,3) |
| Sandig silt-siltig lettleire | 6126 (49,8) | 2116 (17,2) | 25 (0,2) | 8267 (67,2) |
| Sandig mellomleire-siltig mellomleire | 185(1,5) | 12 (0,1) | | 197 (1,6) |
| Organisk jord | 234 (1,9) | | | 234 (1,9) |
| Sum hellingsklasser | 9005 (73,3) | 3272 (26,6) | 25 (0,24) | 12302 (100) |

Det har ikke vært mulig å framskaffe noen god statistikk over næringsinnholdet i den dyrka jorda i feltet. Dette skyldes at bøndene i feltet leverer jordprøvene til lokalt analyselaboratorium og prøvene er ikke koordinatfestet. Landbrukskontoret opplyser imidlertid at P-AL i prøver fra 33 bruk (397 prøver) i perioden 1989-1991 viser et gjennomsnittlig P-innhold på 11. Dette betyr at hovedtyngden av jordprøvene ligger i klasse stort innhold og i et område hvor en kan redusere fosforgjødslinga i forhold til det normen tilsier.

4.1.3 Husdyr og husdyrgjødsel

Det er 15 bruk med husdyr i feltet. Landbrukskontoret opplyser at et av disse brukene vil slutte med dyr i 1993.

I tabell 4.3 er det satt opp en fordeling av husdyr, antall gjødseldyrenheter av ulike dyreslag, samt en beregning av total årlig produksjon og inneproduksjon av total-N og P i husdyrgjødsel. Som grunnlag for beregning av inneprodusert husdyrgjødsel er brukt følgende innefôringstider: Hest: 8 mnd, melkeku: 8 mnd og andre storfe: 7,5 mnd.

Tabell 4.3 Fordeling av dyreslag, antall gjødseldyrenheter og gjødselproduksjon i kg total-N og fosfor pr. år.

| Dyreslag | Antall | Antall gjødseldyrenheter | Total gjødselproduksjon | | Gjødselproduksjon inneførsperioden | |
|-----------------------|--------|--------------------------|-------------------------|-------------|------------------------------------|-------------|
| | | | Tot-N | P | Tot-N | P |
| Hest | 37 | 12 | 1776 | 2898 | 1190 | 194 |
| Melkekyr | 107 | 107 | 8874 | 1348 | 5879 | 903 |
| Ammekyr | 10 | 10 | 480 | 126 | 322 | 84 |
| Storfe >12 mnd | 120 | 78 | 4800 | 280 | 3000 | 175 |
| Storfe <12 mnd | 114 | | 2850 | 410 | 1781 | 256 |
| Avlsgris | 106 | 35 | 1696 | 583 | 1696 | 583 |
| Slaktegris, inns. dyr | 1110 | 56 | 4410 | 888 | 4410 | 888 |
| Høner | 4800 | 48 | 3360 | 912 | 3360 | 912 |
| Sum produksjon | - | 346 | 28146 | 4836 | 19940 | 3649 |

4.2 Driftspraksis

4.2.1 Gjødsling med husdyrgjødsel

De 15 brukene med husdyr disponerer tilsammen 4622 dekar jordbruksareal. Beregnet gjennomsnittlig areal pr. dyreenhet på disse gårdene er 13,4 dekar, noe som tyder på rikelig tilgang på spredeareal på gårder med husdyr i feltet. Gjennomsnittlig årlig tilførsel av husdyrgjødsel (inkl. gjødsel på beite) av total-N og P på disse gårdene, utgjør henholdsvis 6,1 og 1,0 kg pr. dekar. Dette er isolert sett lave tall i forhold til N- og P-behov for ulike vekster.

De fleste husdyrbruk har også kornareal. Det er vanlig praksis å benytte husdyrgjødsel til korn og det meste spres om våren, gjerne 3 tonn pr. dekar. Førvekster tilføres 8-10 tonn husdyrgjødsel. Det er ikke vanlig å bruke husdyrgjødsel til eng (Landbrukskontoret, Tønsberg distrikt 1993).

Ca. 50 % av husdyrbrukernes arealer (2311 dekar) tilføres husdyrgjødsel hvert år. De arealene som hvert år tilføres husdyrgjødsel får i gjennomsnitt tilført 8,6 kg total-N og 1,6 kg fosfor i husdyrgjødsel hvert annet år (eller h.h.v. 4,3/ 0,8 kg i snitt pr. år).

Av gjødsel oppsamlet i gjødsellager brukes 60-65 % om våren. Kun en liten del, ca. 5 %, blir brukt seinere i vekstsesongen. Resten, 30-35 % av gjødsel spres om høsten. Dette har mest med tradisjon og hensyn til utjevning av arbeidstopper gjennom året å gjøre, mindre med for liten lagerkapasitet. Kun én bruker synes å ha behov for å utvide gjødsellageret for å kunne spre all husdyrgjødsel om våren/i vekstsesongen.

Det har ikke lyktes å få nøyaktige data for hvor mange dekar som gjødsles om høsten, men dersom en antar at de arealene som gjødsles med husdyrgjødsel mottar like mye uansett om det er høst eller vår, kan en regne med at ca. 750 dekar blir tilført ca. 6480 kg total-N og 1186 kg fosfor gjennom gjødselspredning om høsten. Hvis denne gjødsla ble spredt om våren, ville nyttbart nitrogen for plantevekst bli ca. 2722 kg.

All høstspredd husdyrgjødsel blir pløyd ned.

4.2.2 Gjødsling med kunstgjødsel

Landbrukskontoret har gitt data for normal gjødsling til korn og eng i området. Gjødselpraksis er satt opp i tabell 4.4.

Tabell 4.4 Normal gjødsling og normalavling til eng og ulike kornslag i Borre (Landbrukskontoret, Tønsberg distrikt 1993).

| Vekst | Gjødsling, kg/daa | | Avling, kg/daa |
|-------------------------------|-------------------|--------|----------------|
| | Nitrogen | Fosfor | |
| Eng, 3 høstinger, lite kløver | 25 | 3,5 | 850 |
| Bygg | 10 | 2 | 400 |
| Havre | 9 | 2 | 400 |
| Hvete | 12 | 2 | 500 |

I landbrukstellinga for 1989 er det spurt om gjødselpraksis (N og P) til korn/oljevekster og eng. Tallene som er vist under, gjelder for Borre kommune samlet som omfatter ca. 40 % større dyrka areal enn Borrevannets nedslagsfelt:

Gjødsling med kunstgjødsel (kg/daa) til korn/oljevekster (antall bruk med ulik gjødslingsmengde)

| | | | |
|-------------|-----|------|-----|
| N-gjødsling | 5-8 | 9-12 | >13 |
| Antall bruk | 9 | 61 | 63 |
| P-gjødsling | 1-2 | 3-4 | |
| Antall bruk | 111 | 22 | |

47 % av brukerne oppgir at de gjødsler mer enn norm med kunstgjødsel-N til korn, men bare 17 % oppgir høyere P-gjødsling enn norm.

Gjødsling med kunstgjødssel (kg/daa) til fulldyrka eng (antall bruk med ulike gjødslingsmengde)

| | | | | |
|-------------|-----|-------|-------|-----|
| N-gjødsling | 1-9 | 10-19 | 20-29 | 30- |
| Antall bruk | 6 | 15 | 10 | 1 |
| P-gjødsling | 1-2 | 3-4 | 5- | |
| Antall bruk | 14 | 17 | 1 | |

Disse dataene tyder på at gjødselpraksis til eng, tatt i betraktning at svært lite husdyrgjødsel benyttes til eng, ligger innenfor norm for stort sett alt engareal.

Hvis vi summerer den gjennomsnittlige gjødsling med kunstgjødssel og husdyrgjødsel (ekskl. gjødssel på beite) finner vi følgende gjødselpraksis til korn i Borrevannets nedbørfelt:

| | <u>eff. N</u> | <u>P</u> |
|------------------------------|---------------|------------|
| Gjødsling med kunstgjødssel: | 11,9 | 1,8 |
| Gjødsling med husdyrgjødsel: | <u>1,8</u> | <u>0,8</u> |
| Sum | <u>13,7</u> | <u>2,6</u> |

Det kan være feilkilder ved kunstgjødsselstatistikken som gjør at tallene for N og P blir noe for høye. På den andre siden er den gjennomsnittlige årlige tilførselen av husdyrgjødsel neppe for lav. På grunnlag av dette og sett i forhold til normalavlinger og jordkvalitet i området, viser tallene at tilførselen av N og P er relativt høy. Gjennomsnittlig tilførsel for nitrogen og fosfor er henholdsvis 3,5 og 0,6 kg over norm.

Landbrukskontoret lager gjødselplaner til brukerne etter forespørsel. I dag har 8 av 15 husdyrbruk gjødselplaner. Det er imidlertid ikke mulig å si noe om hvordan gjødselplanene følges opp i praksis.

4.2.3 Jordarbeiding

Tradisjonelt har stubbharving, høstpløying og vårharving vært enerådene jordarbeidingsmetoder i området. Høsten 1992 fikk imidlertid 40 brukere innvilget tilskudd til endret jordarbeiding til ca. 2900 dekar. Dette er kornareal som skal ligge i stubb om vinteren uten noen form for jordarbeiding om høsten. Praktisk talt alt omsøkt areal i Borrevannets nedslagfelt fikk innvilget tilskudd. Hensynet til reservedrikkevannskilden gjorde at endel forholdsvis flatt areal som normalt ikke er tilskuddsberettiget, fikk tilskudd.

Arealet med høstkorn har økt de siste årene og utgjorde ca. 1500 dekar høsten 1992. Dette arealet er imidlertid pløyd og jordarbeidd på vanlig måte før såing i september. Ifølge landbrukskontoret er videre ca. 5600 dekar høstpløyd i 1992. Potet- og diverse grønnsakareal som det vanligvis ikke er lett å gjøre tiltak på, utgjør 227 dekar. Av åpenåkerarealet gjenstår da 795 dekar som vi ikke har spesielle opplysninger om. Alt tyder

på at dette er kornareal som ligger i stubb uten tilskudd til endret jordarbeiding. Tilsammen er har vi grunn til å tro at rundt 3695 dekar i stubb vinteren 92/93.

4.2.4 Beiting

12 bruk har beitedyr i feltet. Alle ungdyr av storfe og hester går på beite, mens endel melkekyr står på bås hele året. Noen bruk har beiter helt ned til vannkant; Borrevann eller tilførselsbekker.

4.3 Tekniske anlegg - status og forurensningstilførsler

Det er 15 bruk i feltet som har husdyr og følgelig tekniske anlegg som gjødsellager, siloanlegg og melkerom. Det vil alltid være en viss lekkasje fra punktkilder da det er svært vanskelig å holde ethvert anlegg 100 % tett til enhver tid.

De aller fleste gårder med gjødsellager var kontrollert av fylkesmannen i Vestfold i 1988. Det ble funnet få mangler og det ble gitt noen få pålegg.

4.3.1 Gjødsellager

Det er 12 bruk med gjødselkjeller, 3 bruk lagrer gjødsel i dyng. Alle gjødselkjellere er i god eller tilfredsstillende stand. De bruk som lagrer husdyrgjødsel i dynger har ikke tilfredsstillende løsninger. Beregninger av lagerbehov på de enkelte bruk vurdert mot oppgitt lagerkapasitet, tyder på at i hvert fall én bruker trenger å utvide sitt gjødsellager (90 m³).

Tabell 4.5 viser en beregning av lekkasjer av fosfor fra ulike gjødsellagerløsninger i Borrevannets nedslagfelt. Det er beregnet et fosfortap fra gjødsellager på 28 kg fosfor pr. år.

Tabell 4.5 Beregnet mengde lagret gjødsel (m³) og fosforlekkasje (kg pr. år) for gjødsellagere i ulike tilstandsklasser.

| Lagertilstand | Beregnet mengde lagret gjødsel, m ³ | Beregnet fosforlekkasje, kg |
|--|--|-----------------------------|
| Tette lager med drenering | 62 | 0,5 |
| Små lekkasjer med drenering uten drenering | 4165 | 25,5 |
| | 350 | 0,5 |
| Lagring i dyng under tak uten tak | 165 | 0,5 |
| | 340 | 1,0 |
| Sum | | 28,0 |

4.3.2 Siloanlegg

6 av brukene med husdyr har siloanlegg i drift med tilsammen ca. 400 m³ innlagt silofôr. Alle siloanleggene fungerer tilfredsstillende mht. lekkasjer. Lekkasjer av fosfor fra siloanlegg er beregnet til 6 kg pr. år.

4 brukere lar all pressafta gå til gjødselkjeller, mens 1 bruker sprer pressafta på dyrka mark og en bruker har delt løsning (noe til kjeller og noe til spredning).

4.3.3 Melkerom

8 bruk har melkekyr og dermed melkerom. 4 bruk leder avløp fra melkerom til gjødselkjeller, 1 til offentlig kloaknett, mens 3 har avløp på bakken eller til åpen grøft. Selv om det brukes P-fritt vaskemiddel, er løsninger med avløp på bakken eller i åpen grøft ikke tilfredsstillende.

Det er beregnet en fosfortilførsel på tilsammen ca. 2 kg pr. år fra de 3 brukene med direkte utslipp. Ingen av disse brukene ligger slik til at de kan koble melkeromsavløpet på offentlig kloaknett. Dersom utslippene skal saneres, må det bygges infiltrasjonsanlegg eller utbedre/utbygge gjødselkjellerne slik at de tåler å ta imot dette avløpsvannet.

4.3.4 Rundballer

Det er 3 brukere som har rundballer. Hos en av brukerne er høstemetoden slik at det ikke blir pressaft. Hos de to andre fortørkes graset, og det blir normalt ikke pressaft ved første høsting. Det kan derimot bli noe pressaft ved 2. og 3. høsting. Det er ingenting som tyder på at rundballene lagres uforsvarlig (f.eks. over drencsystem). Vi ser derfor ingen grunn til å beregne avrenning av fosfor fra rundballer i nedbørfeltet.

4.4 Forurensningstilførsler fra dyrka mark

4.4.1 Åpenåkervekster

Det er 11022 dekar med åpenåkervekster i nedslagsfeltet. Hvis en regner at grasarealer og åpenåkerarealer er noenlunde likt fordelt på de arealtypene som er i feltet, vil fordelingen av åpenåkervekstene være som i tabell 4.6. Tabellen gir også informasjon om de beregnede tapskoeffisienter for fosfor i ulike arealkategorier.

Tabell 4.6 Fordeling av åpenåkervekster (dekar) etter jordart og hellingsgrad i Borrevannets nedslagsfelt. Tapskoeffisienter for fosfor (g/daa og år) i parentes.

| Jordart | Helling % | | | Sum jordarts- klasser |
|---|--------------|---------------|--------------|--------------------------|
| | 0 - 6 | 6 - 12 | > 12 | |
| Sand | 683 (35) | 466 (44) | 30 (54) | 1179 |
| Sandig lettleire/ siltig sand | 1500 (43) | 467 (59) | 12 (139) | 1979 |
| Lettleire/sandig silt/ siltig mellomleire/ siltig lettleire | 5584 (83) | 1153 (149) | 139 (232) | 6976 |
| Planert jord | 95 (113) | 637 (218) | 46 (335) | 778 |
| Organisk jord | 203 (42) | 7 (42) | | 210 |
| Sum | 8065 | 2730 | 227 | 11022 |

Av disse 11022 dekar der det allerede gjort tiltak på 5195 dekar, henholdsvis 3695 dekar i stubb og 1500 dekar høstkorn vinteren 92/93.

Arealer som har fått tilskudd til endra jordarbeiding er stedfestet av landbrukskontoret. Vi har gått ut fra at arealer med høstkorn er jevnt fordelt over alle arealtyper. Mht. arealer i stubb som ikke har fått tilskudd, har vi antatt en forskyvning mot de mest erosjonsutsatte jordene.

Tabell 4.7 Fordeling av åpenåkerarealer som ikke er gjort endret jordarbeiding eller sådd høstkorn på (situasjon høsten 92) (ant. daa) etter jordart og hellingsgrad.

| Jordart | Helling % | | | Sum jordarts- klasser |
|---|-------------|-------------|-----------|--------------------------|
| | 0 - 6 | 6 - 12 | > 12 | |
| Sand | 565 | 306 | | 871 |
| Sandig lettleire/ siltig sand | 859 | 150 | | 1009 |
| Lettleire/ sandig silt/ siltig mellomleire/ siltig lettleire | 3220 | 588 | 63 | 3871 |
| Planert jord | 22 | | | 22 |
| Organisk jord | 47 | 7 | | 54 |
| Sum | 4713 | 1051 | 63 | 5827 |

De arealer som da står igjen uten noen form for tiltak (5827 dekar), framgår av tabellen under. 5600 dekar av disse er pløyd høsten 1992. 227 dekar er areal etter poteter og grønnsaker.

Med utgangspunkt i en gjennomsnittlig P-avrenning på 90 g/dekar og år uten noen form for tiltak, er det beregnet koeffisienter for de ulike arealkategorier (jordtype og helling) av åpenåkerarealene. Uten tiltak av noe slag, dvs. alt høstpløyd, ville avrenningen for et gjennomsnittsår være 992 kg P. Grunnlag for tapskoeffisienter er hentet fra Eggestad (1992).

I rapporten "Effekter av tiltak mot landbruksforurensning i Vestfold fylke" er Borrevannets bidrag til Oslofjorden beregnet til 951 kg (Vagstad et al. 1989). I denne rapporten er tiltaksgjennomføringen på det tidspunkt trukket fra.

Avrenning av fosfor fra høstpløyd areal (5600 dekar) og anna åpenåker (227 dekar) er beregnet til 453 kg.

Fra arealer med høsthvete (1500 dekar) er overflateavrenningen av P redusert med 12 % i forhold til høstpløying. Dette medfører et tap på 104 kg P fra slike arealer.

Fra arealer med stubb har vi regnet en reduksjon på 50 % P i overflateavrenning i forhold til høstpløying. Beregnet avrent mengde fosfor fra stubbarealene (3695 dekar) er 261 kg.

Tilsammen er avrenningen fra åpenåkerarealene slik tiltak er gjennomført i dag, beregnet til 818 kg.

4.4.2 Eng, beite og anna

Eng, beite, frø til modning og anna permanent vegetasjonsdekt mark utgjør i alt 1280 dekar. Avrenning av fosfor fra disse arealene er ut fra en koeffisient på 55 g P/daa og år beregnet til 70 kg.

4.5 Tiltak på arealene og effekter av tiltak

4.5.1 Overvintring i stubb

Opplysninger om egenskaper til den dyrka jorda i Borre tyder på at dette er jordarter som ikke behøver høstpløying for å gi sikre avlinger. Vårharving eller vårpløying vil gi godt resultat på praktisk talt alt areal i feltet og vil være et effektivt tiltak mhp. erosjon.

Tabell 4.8 viser hvilke jordarbeidingsystemer utenom høstpløying som er aktuelle for de ulike jordartene i feltet.

Tabell 4.8 Alternative systemer for jordarbeiding i forhold til jordegenskaper (etter Børresen et al. 1990).

| Jordart | Dreneringsgrad | | |
|--|-----------------------------------|------------------------------|---------------------|
| | God/moderat | Ufullstendig | Dårlig/svært dårlig |
| Grov sand - siltig finsand Sandig silt - siltig leitleire | Vårharving/vårpløying/høstharving | | |
| Organisk jord | Direkte såing/ vårharving | Direkte såing/ vårharving | Høstharving |
| Organisk jord | Vårharving/høstharving | | |

Som vi så av tabell 4.6 er det stor variasjon i avrenning av fosfor fra de ulike arealkategoriene. For å få fram effekten av å differensiere mellom arealtypene, har vi i det følgende splittet opp tiltaket endret jordarbeiding til 1) å gjelde alt areal som pr. i dag blir høstpløyd og 2) til å gjelde arealer med en stipulert fosforavrenning på mer enn 45 g pr dekar.

4.5.1.1 Ingen høstpløying (5600 dekar)

Beregninger av effekten av å la ytterligere 5600 dekar ligge i stubb over vinteren vil gi en P-reduksjon til Borrevann på 139 kg.

Det er ingen grunn til å regne noen forskjell i avrenning av fosfor etter ulike vårarbeiding, dvs. vårpløying/-harving regnes i praksis like lite erosjonsutsatt som kun vårharving.

I tabell 4.8 går det fram at høstharving kan foretas på visse jordarter og utfra visse kriterier for dreneringsforhold. Slik høstharving er ment å foregå tidlig på høsten for å spire spillkorn og ugras, men mest for å smitte halm for å få en raskere omsetning av halmen. Problemene med halmrester i våronna blir mindre. Slik høstharving må skje tidlig (før midten av sept.) og det må være en forsiktig harving som etterlater det meste av halmen i overflata.

Slik høstharving kan normalt ikke erstatte hverken kjemisk eller fysisk bekjempelse av ugras (kveke), og det er foreløpig ikke tillatt i forbindelse med tilskudd til endet jordarbeiding. Lett høstharving gir dårligere beskyttelse mot erosjon enn overvintring i stubb, men kan være et alternativ på lite erosjonsutsatte arealer.

4.5.1.2 Høstpløying kun på lite erosjonsutsatt jord

Som et mildere tiltak enn "ingen høstpløying", kan en tenke seg en oppsplitting av arealene der de minst erosjonsutsatte arealene gis anledning til høstpløying. Vi har satt denne grensen ved 45 g P/dekar.

Vel 1900 dekar har karakter av sandjord eller organisk jord med et stipulert P-tap på 35 - 44 g P/daa. I hellingsklasse 0 - 6 % på silt og leirjordarter er det beregnet et fosfortap på 83 g P/daa som et gjennomsnitt for hele klassen. NIJOS har gjennom jordsmonnkartleggingen i Borre funnet at det er 831 dekar i hellingsklasse 0 - 2 %. Dette er arealer hvor overflateavrenningen betyr lite eller ingenting. En differensiering av tapskoeffisientene i klasse 0 - 6 % ville gitt mye lavere tap enn 83 g pr. dekar for hellinger opp til 2 %. På den andre siden vil tapet i klasse 2 - 6 % gitt tilsvarende høye verdier. Sumvirkningen av arealavrenningen vil derfor bli like stor om en tar ut 831 dekar og tillater høstpløying på dette areal.

Ved høstpløying av arealer med tapskoeffisient mindre enn 45 g P/dekar, tilsammen 2765 dekar, vil effekten av tiltaket "ingen høstpløying" reduseres med kun 14 kg. De resterende 2962 dekar bør ligge i stubb over vinteren og vil redusere avrenningen av fosfor til Borrevann med 125 kg.

4.5.2 Kun vårkorn - overvintring i stubb (1500 dekar)

Under beregning av P-tilførsel fra høsthvete har vi sett at denne veksten bidrar med betydelig fosfor pr. dekar i forhold til om en lar kornstubben stå urørt vinteren over. I de seinere vintre har en sett at arealer med høstkorn kan være svært utsatt for erosjon. Det er diskutert om høstkorn har noen som helst effekt i forhold til høstpløyd jord på arealer med noen helling. Det har også vært hevdet at høstpløyd areal under forhold som vi har sett de siste vintrene kan stå bedre mot erosjon enn høstkorn på grunn av at pløgsla danner ett større inntaksareal for vann enn høstkorn hvor jorda er svært finmuldret i overflata.

Det er ikke nok forskningsresultater til å dokumentere noen sikker og entydig effekt av høstkorn. Vi har likevel beregnet at en overgang fra høsthvete til vårhvete med de effekter som er beskrevet foran, vil gi en ytterligere reduksjon i P-avrenningen på 25 kg. Denne effekten kan imidlertid bli mindre gjennom klimastabile/normale vintre etter en høst med gode etableringsforhold for hveten. De seinere vintre har det vært perioder med frossen jord, men et tint topplag etter nedbørepisoder og påfølgende avrenning. En har sett forholdsvis mange og tydelige gravespor i høstsådd hvete slike vintre.

4.5.3 All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen

30-35 % av husdyrgjødsel spres i dag om høsten på et areal rundt 750 dekar. Det er forutsatt en merutvasking av fosfor fra husdyrgjødsel på 2 % ved høstspredning i forhold til spredning i vekstsesongen (Vagstad 1990).

Tiltaket "all spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen" er beregnet å redusere avrenningen av fosfor til Borrevann med 24 kg.

4.5.4 Kompostering/samkompostering av husdyrgjødsel og boligkloakk

Ved Institutt for tekniske fag (NLH) er det under utvikling en ny metode for våtkompostering av husdyrgjødsel og eventuelt septik/slam fra boliger. Det komposteres i lukkede systemer der luktproblemer og N-tap til luft er fjernet.

En tenker seg små lokale anlegg spredt rundt på gårdsbruk som tar i mot kloakk (svartvann) fra husholdninger i nabolaget. Gårdbrukeren kan dermed bli en lokal miljøproblemløser ved å ta hånd om organisk avfall fra nærområdet, hygienisere det på gården og deretter nytte næringsstoffene til planteproduksjon uten fare for spredning av smittestoffer og uten plagsom lukt.

En slik løsning vil redusere belastningen på de sentrale renseanleggene og behovet for utbedringer eller utvidelse av ledningsnett blir redusert. Dette vil sannsynligvis være mere kostnadseffektivt enn konvensjonelle løsninger, særlig hvis redusert vannforurensning og verdien av næringsstoffene verdsettes (Skjelhaugen 1992). Begge disse faktorene er det grunnlag for å ha hensyn til i Borrevannets nedslagsfelt.

Det er imidlertid ingen forsøksresultater å bygge på og dessuten lite sannsynlig at våtkompostert gjødsel sammenlignet med ubehandlet gjødsel skulle redusere avrenning av fosfor fra arealene forutsatt at de blir nedmoldet og brukt i vekstsesongen. For nitrogen kan dette være mer sannsynlig.

4.5.5 Gjødselplanlegging

Jordanalyser med etterfølgende gjødselplanlegging kan være et tiltak som kan gi effekt på avrenning av både nitrogen og fosfor. Der fosfortilstanden i jorda er god eller svært god, kan fosfortilførselen reduseres i forhold til norm. Ved bruk av husdyrgjødsel vil det i mange tilfeller være tilstrekkelig å supplere med fosforfattig eller fosforfri kunstgjødsel.

Det er en forutsetning at gjødselplanene følges i praksis, og at tiltaket følges opp med jordanalyser minst hvert 5. år.

En del av våtmarksområdet i sørenden av Borrevann er dyrket opp. Det har ikke lyktes å få eksakte opplysninger om oppdyrkingen, men det antas at dette arealet tilsvarer det som er oppgitt som organisk jord i feltet, ca. 234 dekar. Jord av organisk opprinnelse er som regel fattig på jern og aluminium og har liten evne til å binde fosfor. Det er derfor nødvendig å være særlig forsiktig her med å tilføre mer fosfor enn det plantene kan nyttegjøre seg i løpet av vekstsesongen.

Det er ikke grunnlag for å tallfeste hvor mye fosforlekkasjen kan reduseres ved å planlegge gjødslingen bedre.

4.5.6 Vegetasjonssoner

Langs størstedelen av Borrevann er det en stripe på 30-40 meter med skog eller annen vegetasjonsdekt mark som ikke høstes. I sørenden er det dyrket helt inntil en voll som er lagt opp i forbindelse med drenering og oppdyrking av våtmarken. Denne vollen er ca. 2 km lang.

For Sandeelvas vedkommende kan en grovt si at med unntak av der elva passerer gjennom planerte områder, er det en smal stripe med skog/kratt på begge sider av elva. De planerte arealene utgjør en lengde på ca. 800 m på hver side av elva.

Nye forsøk med vegetasjonssoner tyder på at vegetasjonssoner har en effekt på avrenningen av erosjonsmateriale (Syversen 1992), men det finnes ikke lange nok måleseriér for å fastsette en bestemt koeffisient. Topografien, tilstanden til ovenforliggende område, lengden, alderen og typen vegetasjon i denne sonen er avgjørende for effekten.

Hvis en forutsetter en vegetasjonssone på 20 meter i en lengde på 800 m på begge sider av elva, vil dette utgjøre et areal på 32 dekar. Hvis en kun beregner effekten av dette tiltaket som differansen mellom avrenning av P fra korn i stubb (16 daa)/ høstsådd hvete (16 daa) og skogdekt mark, vil dette tiltaket gi en redusert avrenning på 3 kg P. I tillegg vil vegetasjonssonen rense tilsigsvann og fange opp partikler fra ovenforliggende areal og dermed felle fosfor. Dette gir en større effekt enn eksempelet ovenfor viser, men vi har ikke grunnlag for å tallfeste effekten nærmere.

Vegetasjonssoner kan bestå av en grasblanding eller treaktige vekster. I tillegg til renseeffekten av en vegetasjonssone, har den også positive virkninger på kulturlandskapet (mer variert landskap og levirkning) og på flora og fauna generelt.

Landbruksdepartementet gir tilskudd og lån til etablering av vegetasjonssoner.

4.5.7 Grasdekte vannveger

Vann som renner av på overflaten vil samle seg i forsenkninger og grave i løs jord. Permanente grasdekte vannveger i slike forsenkninger kan være et godt tiltak mot erosjon på areal som høstpløyes. I stedet for gravespor kan en få sedimentering av en vesentlig del av materialet i vannvegen. Effekten blir mindre dersom det ikke jordarbeides etter tresking.

Det er ikke mulig å oppgi noen generell effekt av grasdekte vannveger, men et reellt eksempel brukt i Øygarden (1989) viser at et slikt tiltak på et jorde i Ullensaker medførte stor reduksjon i erosjon. Et gravespor som er 15 cm dypt og 20 cm bredt i en lengde på 100 m representerer et jordtap på 3 m³. Med et fosforinnhold på 0,1 % betyr dette en tilførsel på 3 kg P dersom denne jorda ikke sedimenterer før den renner ut i vassdraget.

Ingen brukere har gjennomført tiltaket grasdekt vannveg i Borrevannets nedslagsfelt. Det er imidlertid flere som løfter ploegen i forsenkninger slik at stubben får stå i forsenkningene

over vinteren. Dette er også et tiltak som reduserer jordtapet i forsenkningene dersom det blir gjort riktig.

Forutsatt at det forsatt blir høstpløyd, vil det være nyttig med grasdekte vannveger, men underlagsmaterialet er ikke godt nok for å kvantifisere virkningen av dette i området. Effekten av grasdekte vannveger reduseres dersom arealet inntil vannvegen overvintrer i stubb. På arealer med høstkorn vil effekten av grasdekte vannveger være tydelig i vintre med stadige skiftninger mellom snø, regn, tele og opptining.

Behovet for og mulig effekt av grasdekte vannveger lar seg ikke beregne uten grundig befaring i området.

4.5.8 Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering

Alle tiltak som går ut på å minimere mengden overflatevann og hindre at vann som allerede har begynt å renne blir tatt hånd om før mengdene og farten blir for stor, vil hindre erosjon og dermed avrenning av fosfor.

Det er viktig å ha avskjæringsgrøfter mot skog, nabojord og veier for å hindre at unødig overflatevann trenger inn på jordene.

For å få vannet raskt bort fra overflata, bør det være nedløpskummer plassert i forsenkninger der vannet renner.

Grøfting øker jordas evne til å ta inn vann og dermed redusere mengden overflatevann. Det gir også raskere opptørking og bedre jordstruktur.

Ingen av ovennevnte tiltak er mulig å beskrive behov for omfanget av og selvfølgelig heller ikke tallfeste noen effekten av. Dette krever en grundig feltbefaring. Landbrukskontoret opplyser at det står igjen noe arbeid her.

Landbruksdepartementet gir tilskudd og lån til etablering av hydrotekniske anlegg for å hindre erosjon på jordbruksarealer.

4.5.9 Restaurering av våtmark - etablering av fangdammer/vanningsdammer

For å utvide jordbruksarealene og/eller bedre arrondering av eksisterende arealer har våtmarker, dammer og bekker i kulturlandskapet blitt fjernet eller lukket gjennom omfattende senknings/dreneringstiltak. Slike inngrep gir normalt redusert selvrensningsevne i kulturlandskapet og er en medvirkende årsak til økt tap av jord og næringsstoffer fra jordbruksarealene.

I sørenden av Borrevann er det gjort inngrep i et våtmarksområde og vel 200 dekar er dyrket opp. Grøfting og rørlegging av små bekker har redusert vannets kontakttid og kontaktflate med omgivelsene før det renner ut i Borrevannet. For å kompensere for dette kunne en tenke seg å etablere/restaurere et system av mindre fangdammer og våtmarker i området. For å få god nok renskapasitet i situasjoner med stor avrenning bør disse

våtmarkene/fangdammene helst ikke motta avrenning fra mer enn 1000 dekar. For å gi vannet tilstrekkelig oppholdstid bør arealet at fangdam/våtmark utgjøre mellom 0,1 og 1 % av tilførselsarealet. Anvendelse av slike minre resipienter på tilførselsarealer av begrenset størrelse bør vurderes som alternativer til restaurering av større våtmarksområder.

4.5.10 Eng i stedet for korn

Jorder som ligger ned mot Borrevannet (inkl. dreneringskanal) har en "strandlinje" på 4750 m. Herav er golfbane 1100 m, anna grasmark 550 m og kornareal 3100 m.

Å restaurere våtmark (234 daa) vil være et stort inngrep i forhold til slik det er idag. Det vil imidlertid være fornuftig å legge om en stripe på ca. 10 meter langs vannkant/voll til permanent eng for å hindre eventuell erosjon langs kanten, mens kanskje viktigst for å lette tilgjengeligheten for rekreasjon/friluftsliv.

Hvis en forutsetter at det ikke skal dyrkes korn eller andre åpenåkervekster i en sone på 10 m langs kanaler og vannbredd til Borrevannet, vil dette utgjøre ca. 31 dekar. Dette engarealet må gjødsles forsiktig eller helst ikke gjødsles og det må høstes (også gjenvekst) for å hindre utfrysing av fosfor gjennom vinteren. Det er ikke beregnet effekt av dette tiltaket da det sannsynligvis betyr lite mhp. utvasking av fosfor.

En omlegging til eng fra korn på andre arealer vil gi en positiv gevinst på avrenning av fosfor, særlig på de bratteste arealene. Vi har likevel ikke beregnet effekt for omfang av et slikt tiltak da vi mener det ikke er realistisk i forhold til behovet for mer grovfôr i distriktet. Det er imidlertid mulig å styre produksjonen noe i retning av f.eks. mer frøavl og andre produksjoner som gir mindre avrenning, men dette er et politisk spørsmål. En slik omlegging vil kunne redusere avrenning av fosfor med gjennomsnittlig 35 g pr. dekar forutsatt av det er erosjonsutsatte arealer som legges om.

4.5.11 Ikke beite ned til vannkant

Det beites i dag til vannkant på noen steder. Av kulturlandskapshensyn er dette positivt, men denne interessen kan komme i konflikt med hensyn til drikkevann. Dette gjelder både avrenning av næringsstoffer og hygieniske forhold. Jorda vil bli opptråkket og i perioder med oversvømmelse av beitene vil en kunne få vasket ut uønskede stoffer.

Det er ikke mulig å kvantifisere et eventuelt redusert tap ved å unngå beiting til vannkant. Som et generelt råd vil vi imidlertid anbefale at det ikke beites på arealer som kan oversvømmes og at drikkevannsforsyningen til beitedyrene foregår minst 50 meter fra vannkant.

4.5.12 Pleie av bekkeløp

I et bekkeløp vil det som regel være en viss fare for graving og utrasing. Særlig er dette et problem i forbindelse med flommer. Bekker, som også er resipient for urban avrenning, er kanskje spesielt utsatt da flommene kommer hurtig.

Det er nødvendig å stille bekkeløp for å unngå graving og å utnytte bekkens sjølrensningsevne. Det er flere aktuelle tiltak (Rognerud 1993):

- grøfteutløp må sikres slik at vannet ikke graver i bekkekanten
- en må aldri ta ut masser fra bekkekanten hvor dette kan føre til større erosjon
- hogg ned og frakt bort store trær før de velter ut i bekken. Rotvelter gir sår i bekkeløpet og kan skape endrede strømningsforhold
- vanskelig sår i bekkekanten kan repareres med steinsetting.

4.5.13 Tilplanting med skog

Tilplanting med skog er et tiltak som kan være særlig effektivt på arealer med mye erosjon. I praksis betyr dette bratte arealer, over 20 % helling. Det er svært lite arealer av slik karakter i Borrevannets nedslagsfelt. Det kan være noen ustabile planeringsskråninger og for disse er regelen at de generelt bør plantes til med skog for å binde jorda og hindre utglidning. Omfanget av disse arealene er så lavt at tiltaket totalt sett vil ha liten effekt. Pr. arealenhet vil et slikt tiltak imidlertid komme godt ut.

Avrenning fra skog- og utmark er satt til 10 g/ daa. Gjennomsnittlig avrenning fra åpenåkerarealene i Borrevannets nedslagsfelt etter tiltak (høst 92) er 76 g/daa. Hvis en tenker seg en tilplanting av åpenåkerarealer vil en få en redusert P-avrenning på ca. 7 kg pr. 100 dekar som plantes til. Det er da ikke differensiert mellom de ulike arealkategorier.

4.6 Tekniske anlegg; tiltak og effekter av tiltak

4.6.1 Gjødsellagere

Oppgradering av 9 lager med små lekkasjer til standard "tett lager" samt utbedringer av dyngeplasser er beregnet å gi en redusert avrenning av fosfor på 10 kg. Reduksjon av avrent nitrogen er beregnet til 217 kg. Av dette er 91 kg nyttbart for plantene hvis det spres om våren og moldes ned.

4.6.2 Siloanlegg

Etter de opplysninger vi sitter inne med er alle siloanlegg i en slik tilstand at det ikke er nødvendig med spesielle tiltak pr. i dag. Det er imidlertid nødvendig med en kontinuerlig oppfølging av slike anlegg for å hindre uhell og at lekkasjepunkter utvikler seg.

4.6.3 Melkerom

3 melkeromsavløp har utslipp på bakken eller i åpen grøft. Disse bidrar kun med tilsammen 2 kg fosfor. Utslippene bør imidlertid saneres.

4.6.4 Lagerplasser for rundballer

Vi har ingen opplysninger som tyder på at det skjer ukontrollert avrenning av pressaft fra rundballer. Lagerplassene bør imidlertid kontrolleres nøye i henhold til kommende forskrifter for slike lagerplasser.

4.7 Samlet tilførsel før og etter tiltak mot avrenning av fosfor fra jordbruk

Tabell 4.9 Tilførsler av fosfor (kg/år) fra tekniske anlegg og fra arealer (kg/daa/år) før og etter gjennomføring av tiltak.

| Kilder | Tilførsler i dag | Tilførsler etter tiltak |
|----------------------------------|-------------------------|--------------------------------|
| Tekniske anlegg | | |
| gjødsellager | 28 | 18 |
| siloanlegg | 6 | 6 |
| melkerom | 2 | - |
| Arealer | | |
| åpen åker | 818 | 644 |
| eng og anna vegetasjonsdekt mark | 70 | 70 (-?) |
| Sum alle kilder | 924 | 738 (-?) |

4.8 Kostnader og kostnadseffektivitet av landbrukstiltak

4.8.1 Generelt

Beregningene er utført som en form for samfunnsøkonomisk nettokostnadsanalyse.

Brutto kostnad = Årlig brutto samfunnsmessig merkostnad eller redusert inntekt som følge av tiltaket.

Brutto inntekt = Årlig brutto samfunnsmessig merinntekt eller redusert kostnad som følge av tiltaket. Nettokostnad framkommer som bruttokostnad fratrukket bruttoinntekt (kostnadsbesparelse) ved tiltaket.

Kostnadseffektivitet er beregnet som nettokostnad i kroner pr. kg redusert fosfor (P).

Når vi benevner analysen "en form for" samfunnsøkonomisk nettokostnadsanalyse betyr det at det ikke er gjennomført en fullstendig samfunnsøkonomisk analyse, men som det vil framgå, er det gjort noen justeringer utover rent foretaksøkonomiske betraktninger.

Økonomiske virkninger oppstår dels som investeringskostnader og dels som årlige drifts- og vedlikeholdskostnader, og eventuelt, som innsparinger. Investeringene er omregnet til årlige kostnader ved å amortisere etter annuitetsmetoden. Som samfunnsøkonomisk kalkulasjonsrentefot brukes 7%, som anbefalt av Finansdepartementet (1978). Den økonomiske levetiden for investeringer er satt til 10 år for maskiner og redskaper, 20 år for investeringer i siloanlegg og 30 år for andre bygningsmessige investeringer. Dette er i hovedsak de samme avskrivningstider som brukes i Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF)'s driftsgranskinger.

Beregningene baserer seg på opplysninger fra landbrukskontoret i Borre kommune og fylkesmannen i Vestfold.

Beregningene er utført med utgangspunkt i 1992-priser på produkter og innsatsfaktorer i henhold til "Håndbok i driftsplanlegging 1992/93" (NILF, 1992). Det er ulike oppfatninger om hva som er samfunnsøkonomisk riktig verdsetting av jordbruksprodukter. De relativt høye produktprisene i Norge kan tas som et uttrykk for en betalingsvilje for norsk jordbruksproduksjon. Denne betalingsviljen er i så fall politisk bestemt og knyttet til at landbruket oppfyller visse mål (bl.a. sysselsetting, distriktpolitikk og matvareberedskap). Dette taler for å bruke innenlandske priser også i samfunnsøkonomiske analyser. På den annen side kan det hevdes at Norge kan importere landbruksprodukter slik at endringer i produktmengdene bør verdsettes til verdensmarkedspriser. Vi har her valgt å gjennomføre beregningene med basispriser til produsent som produktpriser. Det vil si at vi tar utgangspunkt i innenlandsk prisnivå eksklusive tilskudd. Produksjonstillegg o.l. er holdt utenfor. Dette er de samme priser som er valgt i beregningene i forbindelse med "Nordsjøplanen om 50% reduksjon i utslipp av nitrogen og fosfor" (Magnussen og Sandberg, 1989; Sandberg, 1991).

I de beregninger der arbeidsforbruket endres ved tiltak, (det vil si ved endret jordarbeidingspraksis) har vi som Sandberg (1991) og Stalleland (1992) forutsatt et arbeidsvederlag på kr 69,- pr. time ut fra modellbruksberegningene.

Verdien av husdyrgjødsel er satt lik tilsvarende mengder næringsstoffer i handelsgjødsel. Verdi av nitrogen og fosfor i handelsgjødsel er beregnet ut fra prisene på fullgjødsel (21-4-10), fullgjødsel (25-3-6) og fullgjødsel (22-2-12). Det gir følgende tilnærmede priser (Sandberg, 1991):

Nitrogen: kr 6,5 pr. kg

Fosfor: kr 11,- pr. kg

4.8.2 Tiltak mot arealavrenning

Ingen høstpløying

Tiltaket "ingen høstpløying" kan føre til ulike typer alternativ jordarbeiding, høst eller vår. I Sandberg (1991) og Stalleland (1992) beregnes kostnader for følgende alternativer: direktesåing, vårharving, vårpløying og høstharving. Vi benytter her de samme tallene bortsett fra at 5% avlingsnedgang med de nye kompriser gjeldende for 1992/93 gir en kostnad på 43 kr/daa mot 48 kr/daa som er brukt i ovennevnte referanser. Det er grunn til å merke seg at disse tallene er gjennomsnittstall for alle jordarter.

Tabell 4.10 Endringer i kostnader ved å gå over fra høstpløying til alternative jordarbeidingsmåter (kr/daa).

| Div. kostnader | Direktesåing | Vårharving | Vårpløying | Høstharving |
|--|--------------|------------|------------|-------------|
| Investering i maskin | 300 | | | |
| Halmknusing | 26 | 26 | | |
| Sprøyting med glyfosat | 32 | 32 | | 32 |
| Endring i variable maskinkostnader | -5 | -13 | | -13 |
| Sum endring i variable kostnader | 53 | 45 | 0 | 19 |
| Endring i arbeidskostnader | -32 | -24 | | -24 |
| Sum endring i variable kostn. + arbeidskostnader | 21 | 21 | 0 | -5 |
| Avlingsnedgang, inntektstap | 43 | 43 | 43 | 43 |
| Årlig investeringskostn. | 43 | | | |
| SUM netto økning i kostnad (kr/daa) | 107 | 64 | 43 | 38 |

Hvis vi regner med at tiltakene skal gjennomføres innen 1995 (som i nasjonal Nordsjøplan), vil det være små muligheter til å redusere de faste kostnadene knyttet til dagens maskinpark, mens investeringer i direktesåmaskin blir en tilleggskostnad. I tillegg bidrar halmbehandling og økt bruk av glyfosat til økte kostnader. Disse kostnadene er større enn det som spares i variable arbeids- og maskinkostnader som følge av mindre maskinbruk. Det forutsettes at den enkelte gårdbruker velger det alternative jordarbeidingsmåten som er mest lønnsom. Av tabellen over framgår det at høstharving og vårpløying medfører de laveste merkostnadene per daa. Siden vårpløying gir en sikrere avrenningsreduksjon og omtrent samme kostnad, vil vi regne kostnaden ved overgang til vårpløying. Lokale forhold, hva den enkelte har av redskap osv. kan imidlertid gjøre at andre alternativer kan være gunstigere for enkelte.

Inntektstap som følge av forventet avlingsnedgang er en viktig kostnadsfaktor. Faktisk avlingsnedgang vil variere med ulik jordarbeiding på ulike jordarter. Det er derfor viktig å finne det alternativet som er best egnet på de ulike jordarter for å minimere kostnadene ved dette tiltaket. Ifølge Ekeberg og Njøs (1980) var det ingen påviselig forskjell i avlingsnivå mellom vår- og høstpløying på morenejord. På siltjord kan vårpløying være en fordel pga. raskere opptørking og oppvarming av jorda, mens det på jord med leirinnhold over 25-30% vil være uheldig med vårpløying.

Etter opplysninger om jordartsfordelingen i området antar vi at overgang til vårpløying ikke vil medføre økte kostnader i forhold til høstpløying på de arealene som er aktuelle for tiltaket rundt Borrevann.

Det er heller ikke regnet merkostnader ved at jobben med å pløye må gjøres om våren. Vekstsesongen for korn i dette strøket av landet bør være mer enn lang nok.

Antall daa som bør endre jordarbeiding er oppgitt av Jordforsk til 2962 daa.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor.

| | |
|--------------------------------|------------|
| | Vårpløying |
| Kostnad (kr) | 0 |
| Redusert P (kg) | 125 |
| Kostnadseffektivitet (kr/kg P) | 0 |

Kun vårkorn - overvintring i stubb

Dette tiltaket innebærer at en på 1500 daa går over fra høstkorn til å la det stå i stubb over vinteren og så vårkorn neste vår.

Høstkorn vil ofte gi en høyere avling enn vårkorn, men det er også fare for skader ved overvintring. Spesielt høstkorn på siltjord er utsatt ved vekslings mellom varme og frost gjennom vinteren. Høstkorn kan også kreve økt gjødsling. På den annen siden er vårsådd korn mer utsatt i år med forsommertørke. Det er altså usikkerhetsmomenter ved begge

driftsformer. Ifølge Stalleland (1992) oppnås en potensiell meravling på 100 kg/daa ved høstkorn sammenlignet med vårkorn. Et forsiktig anslag vil da tilsvare en avlingsnedgang på 50 kg/daa ved overgang fra høstkorn til vårkorn. Vi antar at usikkerhetene ved de to driftsformer omtrent utligner hverandre og at andre kostnader ikke endres ved overgang fra høst- til vårkorn, slik at det bare er utbyttet (antall kg x kr/kg) som endres. Prisen for korn settes til 2.28 kr/kg.

Kostnaden ved tiltaket blir da: $2.28 \text{ kr/kg} \times 50 \text{ kg/daa} \times 1500 \text{ daa} = \text{kr } 171.000$.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor.

| | |
|------------------------|--------|
| = Nettokostnad | 171000 |
| : Redusert P (kg) | 25 |
| = Kostn.eff. (kr/kg P) | 6840 |

All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen

Dette tiltaket innebærer, hvis nødvendig, utbygging slik at alle husdyrgjødsellager har tilstrekkelig lagerkapasitet. Med dagens praksis i Borrevann-området, antar vi at dette tilsier minimum 8 måneders lagerkapasitet. I tillegg beregnes en rett-tidskostnad samt en kostnad pga. økt jordpakking.

A) I Magnussen og Sandberg (1989) benyttes en enhetspris ved utvidelse av gjødsellager på kr 750,- pr m³. Registreringer over gjennomførte utvidelser av gjødsellager i 1990 viste en gjennomsnittlig enhetskostnad på kr 759,- pr m³ (Sandberg, 1991). Sandberg (1991) antar at de gjenværende anlegg med behov for utvidelse vil være mindre anlegg med høyere kostnader pr m³, og benytter en enhetskostnad på kr 800,- pr m³. Denne enhetskostnaden må multipliseres med antall m³ husdyrgjødsel som spres på høsten pga. for liten lagerkapasitet på gårdsbruk i nedbørfeltet.

Det synes bare nødvendig med lagerutvidelse på ett bruk i nedbørfeltet til Borrevann. Dette må utvides med minimum 90 m³. For de øvrige brukene er det ut fra opplysninger fra landbrukskontoret og fylkesmannens miljøvernavdeling antatt at lagrene er store nok eller at det er gitt pålegg om utvidelser som vil bli gjennomført i 1993. Lageret avskrives over 30 år.

Årlig kostnad blir : $[(\text{Kostnad per m}^3 \text{ utvidelse}) \times (\text{antall m}^3) \times 0.0806] = (800 \text{ kr/m}^3 \times 90 \text{ m}^3 \times 0.0806) = \text{kr } 5803$.

B) Overgang fra høstspredning til vårspredning av husdyrgjødsel medfører en såkalt rett-tidskostnad, fordi det blir flere arbeidsoperasjoner som må utføres på våren, med forsinket såtid som følge.

Vi følger kostnadsberegningene som er foretatt i Sandberg (1991) og som bygger på Magnussen og Sandberg (1989). Her settes avlingsnedgangen til 2.5 kg pr daa pr dag og utsatt såtid settes til 4 dager. Antall daa som går over fra høstspredning til vårspredning er anslått til 750 daa.

Samlet rett-tidskostnad blir dermed: $(2.5 \text{ kg/daa/dag} \times 4 \text{ dager} \times 2.28 \text{ kr/kg} \times 750 \text{ daa}) = \text{kr. } 17100$

C) I tillegg beregnes en kostnad som skyldes avlingstap pga økt jordpakking og som er anslått til 5% avlingstap (Sandberg, 1991). Byggprisen er 2.28 kr/kg for korn med 15% vann (gjeldende i perioden 1.6.92 - 31.5.93) (NILF, 1992), og gjennomsnittlig byggavling (i perioden 1980-90) for bruk på Østlandets flatbygder var ca. 400 kg//daa.

Kostnaden blir dermed : $[(400 \text{ kg/daa}) \times 5\% \times 2.28 \text{ kr/kg} \times (750 \text{ daa})] = \text{kr } 34200$.

D) Ved at gjødsla blir spredt i vekstsesongen, får den større gjødselverdi. Det sees som en kostnadsreduksjon ved gjennomføring av tiltaket. Antall kg nitrogen og fosfor som kan utnyttes bedre er oppgitt av Jordforsk til henholdsvis 2722 kg N og 1186 kg P.

Spart kostnad blir : $[(2722 \text{ kg N}) \times 6.5 \text{ kr/kg N}] + [(1186 \text{ kg P spart}) \times 11 \text{ kr/kg P}] = (\text{kr } 17693 + 13046) = \text{kr } 30739$.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet for tiltaket er vist i tabellen nedenfor.

| | |
|-----------------------------|-------|
| Kostnader (kr) (A+B+C) | 57103 |
| - Sparte kostnader (kr) (D) | 30739 |
| = Nettokostnad | 26364 |
| : Redusert P (kg) | 24 |
| = Kostn.eff. (kr/kg P) | 1099 |

Gjødselplanlegging

Fordi opplysningene om faktisk gjødslingspraksis og oppfølging av utarbeidede gjødslingsplaner i området er for dårlig, er det ikke mulig å beregne økonomien ved tiltaket. Jordforsk mener imidlertid at det er mulig å spare noe fosfor ved dette tiltaket. Siden gjødslingsplanene søker å optimalisere gjødslingen, det vil si unngå å "sløse" med gjødsla, uten at avlingen reduseres, vil dette tiltaket bidra til sparte kostnader og økt lønnsomhet på bruket. Redusert gjødsling uten nedgang i produksjonen tilsvarer en spart kostnad på kr 6.50 per kg nitrogen og 11 kr per kg fosfor. Kostnadene til utarbeiding av gjødselplaner er relativt små. I Sandberg (1991) oppgis f.eks. kostnader til hovedutarbeiding av plan til å variere mellom kr 11 og kr 25 per daa, mens kostnaden til årlig kjøring varierer fra kr 2.60 til kr 6 per daa. Dette tiltaket bør derfor settes i verk uansett ut fra hensyn til gårdbrukerens økonomi.

Erfaringsmessig er kostnadsbesparelsen pr. daa større på husdyrbruk ved gjødsling etter plan. I følge Sandberg (1991) oppgir landbruksdepartementet av kostnadsbesparelsen til 12 kr/daa på planteproduksjonsbruk. På husdyrproduksjonsbruk er innsparingen ved bruk av gjødselplan satt til 25 kr/daa av samme kilde. Effekten av å bruke gjødselplan avhenger av tidligere gjødslingspraksis. Kostnadsbesparelsen per daa vil variere betraktelig mellom ulike

arealer og enkeltbruk. Ved fastsettelse av kostnadsbesparelser for et område må det tas hensyn til at en del gårdbrukere allerede benyttet gjødslingsplan. Tallene over er generelle og dekker over betydelige variasjon mellom områder. For å beregne effekten på gårdsbrukene rundt Borrevann kreves gjennomgang av gjødslingen for hvert enkelt bruk.

Vegetasjonssoner

Anlegging av vegetasjonssoner forutsettes i et 20 meter bredt belte i en lengde på 800 meter på hver side av elva. Det tilsvarer et areal på 32 dekar. Effekten av tiltaket er beregnet som differansen mellom avrenning av P fra korn i stubb / høstsådd hvete og skogdekt mark. Kostnadene er derfor beregnet som forskjellen mellom utbytte i kornproduksjon og skogdekt mark.

Beregninger i Magnussen og Sandberg (1989) og Sandberg (1991) viste at omlegging til lauvskogproduksjon gir dårlig lønnsomhet. I et beregningseksempel gav dette et utbytte på kr 10 per daa.

Utbytte i kornproduksjon er beregnet som salgsinntekt (avling x kilopris) fratrukket variable og andre kostnader. Disse størrelsene varierer mellom forskjellige områder. Kornavling er tatt fra NILF (1992) og er gjennomsnittlig kornavling for Østlandets flatbygder (ca. 400 kg/daa). Utbytte er beregnet ut fra NILF (1992) og Sandberg (1991).

Andre kostnader i kornproduksjonen omfatter arbeidsforbruk (jordarbeiding, sprøyting og skuronn) på 2 timer per daa, samt vedlikehold av maskiner og drivstoff på tilsammen kr 50 per daa. Dette er marginale betraktninger slik at arbeidsforbruket blir lavere enn gjennomsnittstall i kornproduksjon.

Med disse forutsetningene blir utbyttet i kornproduksjon:

| | | |
|---|---|------------------|
| Dekningsbidrag (400 kg bygg per daa, 2.28 kr/kg bygg) | = | 590 kr/daa |
| - Arbeidskostnader (2 timer à 69 kr/time) | = | 138 kr/daa |
| - Vedlikehold, maskinkostnader, drivstoff: | = | 50 kr/daa |
| <u>= Utbytte:</u> | = | <u>98 kr/daa</u> |

Tapt utbytte ved overgang fra kornproduksjon til skogdekt mark (lauvskogproduksjon):
(298-10) kr/daa = 288 kr/daa.

Kostnad ved etablering av vegetasjonssone: 288 kr/daa x 31 daa = kr 8928,-.

| | |
|------------------------|------|
| = Nettokostnad | 8928 |
| : Redusert P (kg) | 3 + |
| = Kostn.eff. (kr/kg P) | 2976 |

Grasdekte vannveier

Underlagsmaterialet her er dårlig både med hensyn til mulige effekter for avrenning og tilhørende kostnader. Vi vil derfor bare presentere et regneeksempel som viser hva kostnadene kan bli.

Hydrotekniske tiltak kan omfatte ett eller flere deltiltak og effekten av disse kan variere betydelig fra anlegg til anlegg.

Beregningene nedenfor er utført for to deltiltak. Det er tenkt gjennomført ved tilsåing i forsenkninger, kombinert med kummer for inntak av overflatevann. I lange hellinger der det er ønskelig med oppdeling av hellingslengden, må det i tillegg anlegges grasdekte renner på tvers av fallet for å samle opp vann og lede til kum.

Anlegging av grasdekte vannveier krever investeringer i form av kummer, avløpsrør og etablering av grasdekke. Stor variasjon i behovet for areal og kummer til vannveiene gjør beregningene usikre. Det forutsettes imidlertid at en kum dekker opp et areal på ca. 20 daa og at det er 100 meter mellom hver kum nedover i hellingen. Antall meter rør per kum vil variere, men anslås til 75 meter etter Berger og Johnsen (1988). Kostnaden per 20 daa blir da (1987-priser):

| | |
|---|----------|
| Kum 1.2 meter i diameter, 2-3 meter ferdig nedgravd : | kr 4.000 |
| Rør, 200 mm i diameter, ferdig nedgravd, kr 125 per m x 75 meter: | kr 9.375 |

Omregnet til 1989-priser og utreget per daa blir investeringsbehovet kr 715 per daa.
Årlig kostnad av investeringen: (715×0.0806) kr/daa = 58 kr/daa.

Det er regnet med at ca 2% av tiltaksarealet går med til selve de grasdekte vannveiene. Kostnader til etablering av vannveiene, stell og vedlikehold og redusert produksjon påløper bare på arealer som medgår til selve vannveiene.

Kostnader til etablering av grasdekte vannveier (kostnader til såfrø og arbeid ved etablering) er i Berger og Johnsen (1988) beregnet til 150 kr/daa. I 1989-priser tilsvarer dette ca 160 kr/daa. Dette betraktes som en investering med 30 års avskrivningstid.
Årlig kostnad blir: $(160 \times 2\% \times 0.0806)$ kr/daa = 1 kr/daa.

Arbeidsforbruket til stell og vedlikehold av vannveiene, er i Berger og Johnsen (1988) anslått til 0.25 timer per daa. Det tilsvarer en årlig kostnad på ca 1 kr/daa.

Tapt åkerareal er verdsatt som tapt dekningsbidrag i kornproduksjonen. Dekningsbidraget er regnet ut som salgssinntekt (avling x kilopris) fratrukket variable kostnader. $590 \text{ kr/daa} \times 2\% = 12 \text{ kr/daa}$.

Kostnaden ved tiltaket blir med disse forutsetningene: 72 (1989-)kr per daa tiltaksareal. Justert med konsumprisindeksen tilsvarer det ca 80 kr/daa tiltaksareal.

Effekten kan ikke kvantifiseres uten nærmere undersøkelser. Vi har derfor ikke kunnet beregne kostnadseffektiviteten. Effekten vil bl.a. være avhengig av om arealet fortsatt

høstpløyes eller om arealet overvintres i stubb. Ved gjennomføring av tiltaket "ingen høstpløying" vil effekten av dette tiltaket altså reduseres betydelig.

Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering

Det foreligger ikke godt nok datagrunnlag til å beregne kostnader eller kostnadseffektivitet for dette tiltaket.

Restaurering av våtmark

Dette tiltaket er svært omfattende og kan gjennomføres på flere måter. Det vil medføre kostnader i form av tapt produksjon. Hvis vi antar at hele arealet i dag brukes til korn dyrking, mens det etter restaureringen ikke vil kunne dyrkes noe for salg der, vil det medføre et tapt utbytte på 298 kr/daa. Dette tilsvarer en samlet årlig kostnad per år på kr 69732. Dersom det i tillegg kreves andre tiltak for å "tilbakeføre" området til våtmark, vil dette komme i tillegg. Dette må i tilfelle spesifiseres nærmere, før kostnader kan beregnes. Effekten av tiltake er vanskelig å tallfeste.

Eng istedet for korn

Dette tiltaket antas ikke å ha betydning for utvasking av fosfor, og kostnader er derfor heller ikke beregnet.

Ikke beite ned til vannkant

Det anbefales å unngå beiting helt ned til vannkanten selv om effekten av dette ikke kan kvantifiseres. Kostnadene ved et slikt tiltak antas å bli små dersom de som har beitedyr på frivillig basis legger om arealbruken for å unngå slik beiting.

Tilplanting med skog

Tiltaket er tenkt gjennomført på spesielt erosjonsutsatte arealer. Det er imidlertid lite bratte arealer (over 20% helling) i Borrevannets nedslagsfelt, slik at tiltaket anses som lite aktuelt bortsett fra at det kan være noen planeringsskråninger som generelt bør tilplantes med skog.

Beregninger i Magnussen og Sandberg (1989) og Sandberg (1991) viste at omlegging til lauvskogproduksjon gir svært dårlig lønnsomhet. I et beregningseksempel gav dette et utbytte på kr 10 per daa. I forhold til kornproduksjon medfører det et tap på 288 kr/daa. Redusert fosforavrenning er satt til 0.07 kg/daa.

Kostnadseffektiviteten blir dermed: $288 \text{ kr/daa} : 0.07 \text{ kg/daa} = 4114 \text{ kr per kg P}$. Siden omfanget av aktuelt (bratt) areal er så lite rundt Borrevann, vil imidlertid tiltaket totalt ha liten effekt.

4.8.3 Tiltak på tekniske anlegg

Gjødsellager

Tiltaket forskriftsmessige gjødsellager er siktet inn på gjødsellagre med lekkasje. Lager av husdyrgjødsel skal være helt tett. Det skilles mellom lekkasje fra gjødselport og annen lekkasje fra gjødsellager. Portlekkasje kan utbedres ved innsetting av ny prefabriert port. Tetting av annen lekkasje kan være mer omfattende. Et aktuelt tiltak kan f.eks. være innvendig behandling av lageret med sprøytebetong. Kostnadene til tetting av gjødsellager er knyttet til bygningsmessige investeringer.

Det er bare de tre gårdsbrukene som lagrer husdyrgjødsel i dynger som ikke har tilfredsstillende løsninger i dette området ifølge landbrukskontoret i Borre.

I Stalleland (1992) anslås gjennomsnittlige kostnader ved utbedring av gjødsellager å ligge mellom kr 50.000 og kr 80.000. Siden utbedringene i dette tilfelle må antas å være omfattende, antar vi at øvre kostnadsoverslag er riktigst å bruke. Gjødselmengden som innspares, er oppgitt av Jordforsk. Mengden nitrogen og fosfor som gjøres nyttbart, gis en verdi lik tilsvarende mengder næringsstoff i handelsgjødsel. Kostnadsbesparelsen forutsetter at gårdsbruket har et areal som husdyrgjødsel kan nyttes på.

A) Gjennomsnittlig investeringskostnader per bruk ved utbedring av gjødsellagre: kr 80.000.

Årlige kostnader i området blir dermed: [(gjennomsnittlig årlig kostnad per bruk) x (antall bruk) x (annuitetsfaktor)] = 80.000 kr/bruk x 3 bruk x 0.0806 = kr (80000 x 3 x 0.0806) = kr 19344.

B) Tiltaket medfører kostnadsbesparelser ved at husdyrgjødsel som tidligere gikk tapt, etter utbedringen kan erstatte handelsgjødsel. Tiltaket vil redusere avrenningen med 217 kg N og 10 kg P. Av dette er 91 kg N og 10 kg P nyttbart for plantene.

Reduserte kostnader til handelsgjødsel:

[(91 kg N) x 6.5 kr/kg N] + [(10 kg P) x 11 kr/kg P] = (kr 592 + 110) = kr 702.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor.

| | |
|----------------------------------|-------|
| Kostnader (kr) (A) | 19344 |
| - Sparte kostnader (kr) (B) | 702 |
| = Nettokostnad | 18642 |
| : Redusert P-avrenning (kg) | 10 |
| = Kostnadseffektivitet (kr/kg P) | 1864 |

Silolanlegg

Alle silolanlegg er i følge våre opplysninger tilfredsstillende, slik at det ikke er aktuelt med tiltak mot silo-anlegg.

Melkerom

Utslipp av fosfor fra melkerom er relativt lite i nedbørfeltet, men tre bruk har avløp på bakken eller til åpen grøft. Det er flere alternativer for å oppnå mer tilfredsstillende løsninger. En mulighet er å lede melkeromsavløpet til gjødselkjelleren dersom denne har stor nok kapasitet. En annen mulighet er å lede avløpet til infiltrasjon i grunnen eller tilkobling til offentlig kloakknnett. Det må avgjøres i hvert enkelt tilfelle hva som er billigst og samtidig er tilfredsstillende med hensyn til avrenning.

Som eksempel vil et infiltrasjonsanlegg til 21 kyr koste anslagsvis kr 30.000. I tillegg kommer kostnader til eventuelle tilkjørte masser og eventuelle planleggingskostnader. En annen løsning er kummer med slamavskiller med tilløp til et grunt infiltrasjonsanlegg med overløp til bekk. Dette anlegget må ligge nær bekk. Det vil koste ca. kr 10.000, i tillegg til kostnader til grøfting og grøfteledninger. Kostnadene til dette tiltaket vil avhenge av avstand mellom fjøs, kum, infiltrasjonsanlegg og bekk. Muligens vil det billigste være å knytte melkerommet til offentlig kloakk dersom slikt anlegg går forbi gården. Dette er imidlertid ikke aktuelt for de tre gårdsbrukene det her er snakk om.

Som et første anslag kan vi regne at kostnaden vil bli ca. kr 25.000 per anlegg. Det avskrives over 20-30 år. Dette må imidlertid bare betraktes som et regneeksempel uten at vi har gjort grundigere undersøkelser av det enkelte gårdsbruk.

Kostnaden blir dermed: $3 \text{ anlegg} \times \text{kr } 25.000 \text{ per anlegg} \times 0.0806 = \text{kr } 6045$

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor.

| | |
|----------------------------------|------|
| = Nettokostnad | 6045 |
| : Redusert P-avrenning (kg) | 2 |
| = Kostnadseffektivitet (kr/kg P) | 3023 |

Lagerplass for rundballer

Vi antar at det i første omgang vil være aktuelt å lagre rundballene i god avstand fra vassdrag og ikke over drens-system mot vassdrag og generelt håndtere rundballene på en slik måte at en unngår unødig avrenning. Slike tiltak krever først og fremst omtanke, og vi har derfor ikke beregnet kostnader ved dette. Dersom det blir aktuelt å kreve kontrollert avrenning fra lagringsplass eller bortledning til gjødselkjeller e.l. som vil kreve investeringer i

form av støping av plating for lager eller oppsamling- og rørsystem e.l., vil dette medføre investerings- og arbeidskostnader som i tilefelle må beregnes som kostnader ved tiltaket.

De opplysningene vi har tyder imidlertid ikke på at det skjer ukontrollert avrenning av pressaft fra rundballer i dette området.

4.8.4 Oppsummering

I tabellen nedenfor har vi satt opp en oppsummering over kostnader, redusert fosforavrenning og kostnadseffektivitet for de ulike tiltakene mot landbruksforurensninger.

Tabell 4.12 Oppsummering av kostnader, redusert fosfor-avrenning og kostnadseffektivitet for de ulike tiltakene mot landbruksforurensning.

| TILTAK | Kostnader (kr) | Redusert P-avrenning (kg) | Kostnadseffektivitet (kr/kg P) |
|--|-------------------|------------------------------|-----------------------------------|
| Ingen høstpløying | 0 | 125 | 0 |
| Kun vårkorn - overvintring i stubb | 171000 | 25 | 6840 |
| All spredning av husdyrgjødsel i vekstsasjonen | 57103 | 24 | 1099 |
| Gjødsel- planlegging | - | - | - |
| Vegetasjonssoner | 8928 | 3 | 2976 |
| Grasdekte vannveier | - | - | - |
| Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering | - | - | - |
| Restaurering av våtmark | minimum 69732 | - | - |
| Eng istedet for korn | - | 0 | - |
| Ikke beite ned til vannkant | - | - | - |
| Tilplanting med skog | - | - | - |
| Gjødsellager | 18642 | 10 | 1864 |
| Siloleanlegg | 0 | 0 | 0 |
| Melkerom | 6045 | 2 | 3023 |
| Lagerplass for rundballer | 0 | 0 | 0 |
| SUM | 261718 * | 189 | ≈1400 * |

0 i effektruten indikerer at det ikke er reduksjonseffekt å hente ved dette tiltaket i området.

- i effekt-, kostnads -eller kostnadseffektivitetsruten indikerer at grunnlagsdata ikke gir grunnlag for å beregne effekt/kostnad/kostnadseffektivitet.

* Bare tiltak der både kostnader og effekter er beregnet er tatt med i summeringen.

4.8.5 Gjennomføring - virkemidler

Tiltakene over varierer med hensyn til hvilke virkemidler som står til disposisjon for gjennomføring. For en del tiltak er virkemiddelapparatet der allerede, for en del andre er dette ikke tilfelle. Selv om virkemidlene finnes, kan gjennomføringsgraden være usikker og varierende.

En del tiltak må en regne vil bli gjennomført "uansett" som en oppfølging av Nordsjødeklarasjonene. Det er laget en egen tiltaksplan for dette (Nordsjøplanen) som inngår i stortingsmelding nr. 64 (1991-92). Her er det skissert hvilke tiltak som skal gjennomføres bl.a. på landbrukssektoren for å oppnå målene om 50% reduksjon i utslippene av nitrogen og fosfor til utsatte deler av Nordsjøen (Norges Skagerrakkyst).

De tiltakene som i følge St.meld nr. 64 skal gjennomføres og har betydning for fosfor-avrenningen er:

- 1) Utbedring av tekniske anlegg, henholdsvis utbedring av gjødsellager og silo.
- 2) Dyrkingsmessige endringer i planteproduksjonen, herunder redusert jordarbeiding.
- 3) Endret gjødsling, dvs. gjødsling etter plan og spredning av all husdyrgjødsel i vekstsesongen.

Når det gjelder virkemidler for å gjennomføre disse tiltakene, er de i stortingsmeldingen skissert som følger:

1) Utbedring av tekniske anlegg sikres ved pålegg etter gjeldende forskrifter om henholdsvis husdyrgjødsel, silopressaft og bakkeplanering, i medhold av forurensningsloven. Det gis offentlig støtte til gjennomføring av pålagte tiltak i form av investeringstilskudd og rentefritt investeringslån over tilskuddsordningen for tekniske miljøtiltak i jordbruksavtalen. I tillegg gir landbruksbanken vanlige rentebærende lån. En videreføring av innsatsen omtrent på dagens nivå vil sannsynligvis være tilstrekkelig til å nå den gjennomføringen tiltaksplanen krever innen 1995.

Investeringstilskudd til tekniske miljøtiltak omfatter 7 ulike typer tiltak, nemlig gjødsellagre, melkeromsavløp, silo- og pressaftanlegg, låvetørkeanlegg, hydrotekniske anlegg, vegetasjonssoner og husholdningskloakk (Stalleland, 1992).

2) Gjennomføring av tiltaket "ingen jordarbeiding om høsten" ble igangsatt gjennom jordbruksavtalen 1991/92. Tiltaket skal gjennomføres på de mest erosjonsutsatte arealer. Ordningen er utformet som en kombinasjon av spesielle tilskudd og krav knyttet til det generelle areal- og kulturlandskapstillegget. De som har arealer som omfattes av ordningen må følge jordarbeidingsreglene for å få utbetalt det generelle areal- og kulturlandskapstillegget. I tillegg mottar de et ekstra arealtilskudd for det arealet som omfattes av ordningen (i 1992 var det ekstra tilskuddet 100 kr/daa). Ifølge Nordsjøplanen instilles det på at minst 50% av arealene ikke skal jordbearbeides om høsten. "Borrevannsplanen" forutsetter at en større del av arealene unntas fra høstbearbeiding.

For å få til dette må det baseres på frivillighet, at landbrukskontorene sikres nødvendige tilskuddsrammer, og at tilskuddsbruken kan differensieres mellom arealer innenfor Borrevannets nedbørfelt og arealer som drenerer direkte til Oslofjorden.

3) Gjennomføring av tiltaket "gjødsling etter plan" er basert på frivillighet. Det er produsentene selv som har ansvaret for å utarbeide og bruke gjødselplaner. Hensikten med tiltaket er gjennom nøyaktig planlegging av gjødselbruken å oppnå både redusert avrenning og økt bedriftsøkonomisk lønnsomhet.

Når det gjelder tiltaket "spredning av all husdyrgjødsel i vekstsesongen" gis det i dag støtte til nødvendig utvidelse av gjødsellagerkapasitet gjennom tilskuddsordningen for tekniske miljøtiltak over jordbruksavtalen. Det tas ifølge St.meld. nr. 64 sikte på at alle bruk skal ha tilstrekkelig lagerkapasitet innen 1995. Dagens lovverk gir også muligheter for å fastsette lokale forskrifter om spredning av husdyrgjødsel i utsatte områder. Ifølge St. meld nr. 64 vil det bli innført forbud mot spredning av husdyrgjødsel utenfor vekstsesongen i de fleste områder gjeldende fra 1995.

Denne gjennomgangen viser at de fleste tiltakene som er aktuelle å gjennomføre og som det kan beregnes nogenlunde sikre avrenningsreduksjoner for, er påtenkt i forbindelse med oppfølgingen av Nordsjødeklarasjonene. Det er imidlertid pekt på en del tiltak i tillegg som kan bidra til noe avrenningsreduksjon, selv om effektene er vanskelige å fastslå uten at en går inn på forholdene på hvert enkelt gårdsbruk. For disse tiltakene er imidlertid også virkemiddelapparatet også mangelfullt.

5 Tiltak mot forurensning fra kommunal kloakk og avløp fra spredt bebyggelse.

5.1 Status på dagens løsninger, kommunalt avløp

Innenfor nedslagsfeltet er det en del bebyggelse på eller ved vannskillet der det er kommunal fellesledning og der kloakken ledes ut av feltet. Dette gjelder tettbebyggelsen i forbindelse med Borre kirke (Kirkebakken) og Gannestad, bebyggelsen langs riksvei 310 sør for Horten, og bebyggelsen nordover langs Kongeveien til Holtan nord.

Videre er det bygget fellesledning fra det eneste tettstedet i nedbørfeltet, Skoppum. Kloakken pumpes ut av nedbørfeltet fra Sandeelva pumpestasjon like sør for Sande Bruk og over til Steinbrygga silanlegg og videre ut i fjorden. Dette skal forøvrig overføres til Falkensten renseanlegg og renses der innen 1.1.95.

Her har det tidligere vært endel overløpsdrift, men dette er nå begrenset, bl.a. pga. utbedringer av ledningen og at det er installert alarmsystem.

Fellesledningen fra Skoppum er forlenget slik at den avkloakkerer bebyggelsen langs rv. 666 opp til ca. Gusland søndre. Dette gjør at ialt 1509 personer er tilkopleet.

5.2 Status på dagens løsninger, enkeltløsninger

Tabell 5.1 viser en oversikt over endel områder eller befolkningsskonsentrasjoner i spredt bebyggelse med enkeltløsninger. Opplysningene er gitt med bakgrunn i arkivdata og etter informasjon fra saksbehandler. Det er ikke foretatt nye markundersøkelser, og det tas dermed forbehold om at materialet ikke er tilstrekkelig oppgradert.

Ca. 650 personer bor i spredt bebyggelse med boliger tildels dårlige enkeltløsninger som synkehum, bare septiktank eller sandfilteranlegg. Av figur 5.1 framgår fordelingen på type løsninger, og vi ser at over 30% av anleggene er av type med synkehum eller septiktank for videre utledning i nærmeste bekk. At endel av bebyggelsen også ligger vassdragsnært gir oss klare indikasjoner på at tilførslene fra spredt bebyggelse betyr mye i forurensningssammenheng.

Nærmere 30% av boligene er oppført med utedo eller kjemisk toalett. Dette tallet virker svært høyt. Fra tidligere har det vært strenge restriksjoner og endel av husstandene har en tinglyst erklæring på at de ikke skal legge inn vannklosett. Det kan allikevel ikke ses bort i fra at det er lagt inn klosett. Dette er i tilfellet en ulovlighet. Hvis dette er tilfellet vil belastningen på Borrevannet og dermed reduksjonspotensialet være større enn det som her er anslått.

Tabell 5.1 Spredt bebyggelse med enkeltløsninger.

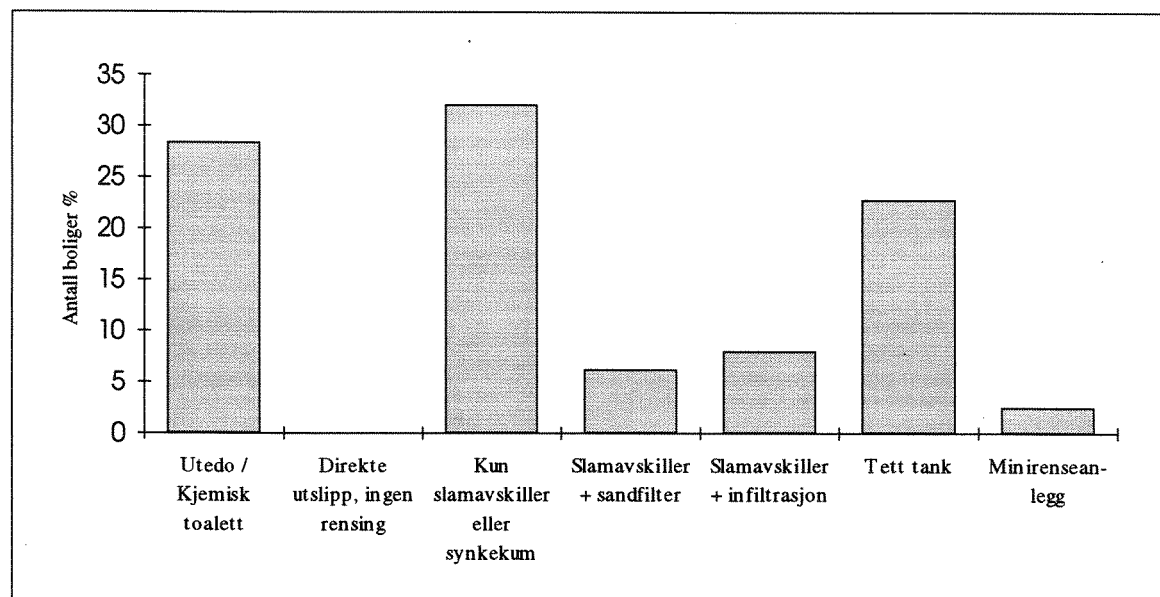
** Dominerende løsning: 1= Direkte utslipp, ingen rensing, 2= Kun slamavskiller eller synkekum, 3= Slamavskiller + sandfilter,

4= Slamavskiller + infiltrasjon, 5= Tett tank, 6= minirensanlegg

☐ Indikerer bare hva som renner til Borrevannet, totalt for området er 33 boliger (75 pe.)

| Områder | Boenheter/ Personenh. pe. | Vassdrags- nært | Dominerende løsning* | Infiltrasjons- forhold |
|--------------------------|------------------------------|--------------------|-------------------------|---------------------------|
| Vik (N og S) / Haukeli | 12/47 | Ja | 5,2,4 | Varierende |
| Prestegården, Nykirke | 10/35 | Nei | 5,2 | Dårlig |
| Guttulfsrød / Knatten | 22/72 | Delvis | 5,2,3,6 | Dårlig |
| Støkke (inkl. Snapsrød) | 9/33 | Delvis | 5,2 | Varierende |
| Føske | 3/12 | Delvis | 5,2 | Varierende |
| Solberg V. / Rygland | 14/32 | Ja | 5,2,3,6 | Varierende |
| Solberg Østre | 12/38 | Ja | 3,2,4 | Varierende |
| Rest Solberg Ø / Eikenes | 12/26 | Ja | 3,2,4 | Varierende |
| Lørge/Teppa | 8/25 | Delvis | 5,2,4,3 | Brukbare |
| Adal (N, M og S) | 24/76 | Delvis | 5,2,3 | Dårlig |
| Kimestad | 16/50 | Delvis | 2,5,4,3 | Varierende |
| ☐Kjær, Ra | 25/56 | Nei | 2,4,5 | Brukbare |
| Rest enkelthus spredt | 40/147 | Delvis | Alle | Varierende |
| SUM | 207/649 | | | |

Resultatene fra overvåkingen av bekkene i 1992 indikerer gjennom høye bakterietall at det er endel kloakkpåvirkning som til stor grad skyldes spredt bebyggelse.



Figur 5.1 Anleggstyper for spredt bebyggelse i nedbørfeltet. Resultatene baserer seg bare på spredt bebyggelse i de boligkonsentrasjoner som er nevnt i tabell 3.2. Ca. 40 husstander ellers i området kommer i tillegg til dette.

5.3 Utredning av tiltak i spredt bebyggelse

Det er tatt utgangspunkt i de områdene (befolkningskonsentrasjonene) som er skissert i tabell 5.1. For disse områdene er det i hovedsak beregnet kostnader og effekt i forhold til to alternative løsninger:

1. Utbedring av de lokale løsningene, med infiltrasjon der det er mulig, minirensanlegg eller tett tank.
2. Felles løsninger, med tilknytning til kommunalt nett for utpumping fra nedbørfeltet eller til sentralt rensanlegg innen nedbørfeltet, eller minirensanlegg eller andre løsninger innenfor lokalområdet.

For gjenværende spredt bebyggelse innen nedbørfeltet (helt spredt) er det kun beregnet effekt og kostnader ved utbedringer av de lokale løsningene.

5.3.1 Utbedringer av lokale løsninger

Tabell 5.2 viser forurensningstilførslene fra spredt bebyggelse idag til Borrevannet. Vi har forutsatt at fordelingen på løsninger i de helt spredte områdene (40 boliger) er den samme som for spredt bebyggelse i boligkonsentrasjonene nevnt i tabell 5.1.

Tabell 5.2 Rensegrader og tilførsler av fosfor til resipient fra de forskjellige renseløsningene for spredt bebyggelse i nedbørfeltet til Borrevannet. Rensegradene er delvis hentet fra SFT 1991b (Holtan og Åstebøl). Boligkonsentrasjonene er spredt bebyggelse i områdene nevnt i tabell 3.2. Helt spredt er enkelthus utenfor disse områdene.

| Løsning | Antall boliger | | Rensegrad | Tilførsel fosfor |
|----------------------------------|----------------|-------------|-----------|------------------|
| | Boligkons. | Helt spredt | % | kg/år |
| Utedo / Kjemisk toalett | 46 | 11 | 95 | 5,6 |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 52 | 13 | 7 | 117,3 |
| Slamavskiller + sandfilter | 10 | 2 | 15 | 20,6 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 13 | 3 | 85 | 4,7 |
| Tett tank | 37 | 9 | 95 | 4,5 |
| Minirensanlegg | 4 | 1 | 95 | 0,5 |
| Sum | 162 | 40 | | 153 |

Den totale forurensningsproduksjonen fra spredt bebyggelse blir da altså i overkant av 150 kg fosfor pr år. Disse tilførslene har en forholdsvis stor biotilgjengelighet, se metodekapittelet.

Det er valgt å regne tiltak i forhold til de som har en renseløsning basert på kun en synkekum eller septiktank og for de som har sandfilterinfiltrasjon. Som vi ser av tabell 5.2 har disse renseløsningene en særdeles dårlig renseseffekt, og 77 anlegg gir tilsammen en belastning på Borrevannet med 138 kg fosfor. Hvis det bak utedoregistreringen skjuler seg vannklosett med dårlige renseløsninger (bare slamavskiller eller synkekum), vil dette innebære en ekstra belastning på opp til 96 kg P/år.

Ved oppgradering bør førstevalget være en infiltrasjonsløsning, i tråd med de gjeldende forskrifter. Av tabell 5.1 ser vi at infiltrasjonsforholdene er tildels dårlige eller varierende i de fleste deler av nedbørfeltet.

Muligheten for naturlig infiltrasjon må avgjøres i hvert enkelt tilfelle. Grunnlagsdataene er ikke detaljerte nok til å kunne ta den avveiningen her. Det har ikke vært hensikten å gå så detaljert til verks i denne restaureringsplanen, og det er ikke hensiktsmessig at andre enn folk fra teknisk avdeling i kommunen, som kjenner de lokale forhold best, foretar denne vurderingen.

For de som ikke har egnede infiltrasjonsforhold vil tett tank løsning, eller minirenselanlegg være valgmulighetene. En tett tank løsning fordrer en separering av sort- og gråvann, med vannbesparende klosett og infiltrasjon av gråvannet i en sandfiltergrøft. En må foreløpig basere seg på bortkjøring av sortvannet. Det foregår imidlertid en betydelig forskningsaktivitet på å behandle sortvannet, f.eks. våtkompostering (SFT 1992, Jensen og medarb.). I framtiden kan en derfor kanskje behandle sortvannet på stedet, noe som gir en optimal ressursutnyttelse og resirkulering av næringsstoffene.

En annen løsning som også krever separering av sortvann og gråvann er biologisk klosett som f.eks. Snurredassen. Dette er imidlertid ikke tatt med i de videre utredningene da systemet ikke er vannbasert, og oppfyller derfor ikke det som folk vanligvis oppfatter som "normal standard". Dette skyldes imidlertid først å fremst vanetenking, og neppe kravet til komfort. Systemet er neppe mindre komfortabelt enn vannklosett, bare annerledes.

Kostnadmessig kommer det omtrent ut som ved en infiltrasjonsløsning.

Tabell 5.3 Kostnader og effekter ved oppgradering av dårlige enkeltløsninger til alternative og gode løsninger.

| Oppgradering av Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnads-effektivitet (tusen kr/ ant kg red P) | Effekt (red µg/l Kl a) | Kostnads-effektivitet (tusen kr/ red µg/l Kl a * β) |
|------------------------------|-----------------------|-----------------------|--|------------------------|---|
| Infiltrasjon | 287 | 115 | 2,5 | 1,84 | 222 |
| Minirenselanlegg | 656 | 130 | 5,1 | 2,08 | 451 |
| Tett tank | 416 | 130 | 3,2 | 2,08 | 286 |

Som hovedalternativ til de dårlige løsningene med synkekum/septiktank eller sandfilter er det her beregnet kostnader ved overgang til infiltrasjon, tett tank eller minirenselanlegg. Effekten ved overgang til infiltrasjonsløsning vil være 115 kg fosfor, for tett tank og minirenselanlegg vil det være ca 130 kg fosfor.

Det siste alternativet innebærer et restutslipp på 23 kg.

649 personer bor spredt i området, noe som gir en forurensningsproduksjon på 403 kg P/år. Restuslipet innebærer en tilførsel til Borrevannet på 5-6% av totalproduksjonen. Det er altså et godt stykke fram til målsettingen fra teknisk hovedstyre om kun 1% tilførsel.

Nedenfor er det satt opp en oversikt over alle områdene/befolkningskonsentrasjonene med antall antatt dårlige løsninger som forutsettes oppgradert og med kostnader og effekt av alternative oppgraderinger. For enkelthets skyld er kun fosforeffekter utredet.

Vik (N og S)/ Haukeli

Et område med noen dårlige løsninger. 3 utdoer ? 4 anlegg forutsettes oppgradert.

| Vik (N og S)/ Haukeli Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 14,92 | 6,1 | 2,4 |
| Minirensanlegg | 34,0 | 6,8 | 5,0 |
| Tett tank | 21,6 | 6,8 | 3,2 |

Prestegården, Nykirke

Et område med 2 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 4 utdoer ?

| Prestegården, Nykirke Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 7,46 | 3,0 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 17,0 | 3,4 | 5,0 |
| Tett tank | 10,8 | 3,4 | 3,2 |

Guttulfsrød / Knatten

6 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 10 utdoer ?

| Guttulfsrød / Knatten Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 22,38 | 8,8 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 51,0 | 10,0 | 5,1 |
| Tett tank | 32,4 | 10,0 | 3,2 |

Støkke (inkl. Snapsrød)

4 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 3 utdoer ?

| Støkke (inkl. Snapsrød) Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|---|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 14,92 | 6,1 | 2,4 |
| Minirensanlegg | 34,0 | 6,8 | 5,0 |
| Tett tank | 21,6 | 6,8 | 3,2 |

Føske

1 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 1 utedo ?

| Føske Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|-----------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 3,73 | 1,5 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 8,5 | 1,7 | 5,0 |
| Tett tank | 5,4 | 1,7 | 3,2 |

Solberg V. / Rygland

5 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 5 utedoer ?

| Solberg V. / Rygland Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|--------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 18,65 | 7,4 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 42,5 | 8,4 | 5,1 |
| Tett tank | 27,0 | 8,4 | 3,2 |

Solberg Østre

2 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 3 utedoer ?

| Solberg Østre Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|-------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 7,46 | 3,0 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 17,0 | 3,4 | 5,0 |
| Tett tank | 10,8 | 3,4 | 3,2 |

Rest Solberg Ø / Eikenes

2 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 3 utedoer ?

| Rest Solberg Ø / Eikenes Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|--|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 7,46 | 3,0 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 17,0 | 3,4 | 5,0 |
| Tett tank | 10,8 | 3,4 | 3,2 |

Lørge/Teppa

3 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 2 utedoer ?

| Lørge/Teppa Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|-----------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 11,19 | 4,4 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 25,5 | 5,0 | 5,1 |
| Tett tank | 16,2 | 5,0 | 3,2 |

Adal (N, M og S)

10 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 6 utedøer ?

| Adal (N, M og S) Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|----------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 37,3 | 14,9 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 85,0 | 16,8 | 5,1 |
| Tett tank | 54,0 | 16,8 | 3,2 |

Kimestad

11 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 1 utedo ?

| Kimestad Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 41,03 | 16,4 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 93,5 | 18,5 | 5,1 |
| Tett tank | 59,4 | 18,5 | 3,2 |

Kjær, Ra

12 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 5 utedøer ?

| Kjær, Ra Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 44,76 | 17,9 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 102,0 | 20,2 | 5,0 |
| Tett tank | 64,8 | 20,2 | 3,2 |

Rest enkelthus spredt

15 dårlige løsninger som forutsettes oppgradert. 11 utedøer ?

| Rest enkelthus spredt Enkeltanlegg | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnadseffektivitet (tusen kr/ ant kg red P) |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| Infiltrasjon | 55,95 | 22,8 | 2,5 |
| Minirensanlegg | 127,5 | 25,8 | 4,9 |
| Tett tank | 81,0 | 25,8 | 3,1 |

5.3.2 Felles renseløsning for boligkonsentrasjonene

Ut fra tabell 3.2 og vedlegg 2 ser vi at det kun er områdene Adal, Kimestad og Kjær/Ra som har noe særlig bebyggelse med de dårligste løsningene som slamavskiller eller synkekum. For beregning av fellesløsninger er det derfor bare tatt utgangspunkt i disse områdene.

Ut fra kartgrunnlag ser imidlertid Adal og Kimestad ut til å være så spredt at det eneste realistiske alternativet er oppgradering av enkeltløsninger.

For Kjær/Ra er det allerede skissert muligheten for å anlegge ledningsnett og pumpestasjon for overføring av kloakken til eksisterende kommunale anlegg på Breidablikk (Svendsen, 1991). Dette vil gjelde boligene i dette området (ialt 25) som renner til Borrevannet.

Kostnadene for denne tilknytningen vil være todelt, en for oppsitteren som betaler en felles tilknytningsavgift, og en for kommunen. Kommunen subsidierer allerede denne avgiften ved ikke å ha full dekningsgrad gjennom kloakkavgiftene. Tilknytningsavgiften er i tillegg fast og de reelle kostnadene til kommunen ved tilknytning av marginale randsoner vil derfor ofte være høyere enn det som tas inn gjennom den faste avgiften. Dette legitimerer en refusjon til kommunen av merutgiftene utover tilknytningsavgiften på 25.000,-.

Ved kostnadsberegningen er det tatt utgangspunkt i kommunens reelle utgifter for tilknytning. Kommunen v/ Svendsen har beregnet kostnadene ved denne tilknytningen. De totale investeringene beløper seg til ca 2.500.000,- kr. fordelt på 25 husstander, altså 100.000,- kr pr. husstand.

I tabell 5.4 ser vi en sammenlikning mellom fellesløsningen og oppgradering av enkeltløsninger.

Tabell 5.4 Alternative løsninger for Kjær/Ra

| Alternative løsninger | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnads-effektivitet (tusen kr/ ant kg red P) | Effekt (red µg/l Kl a) | Kostnads-effektivitet (tusen kr/ red µg/l Kl a * β) |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--|------------------------|---|
| Fellesløsning | 236* | 21 | 11,2 | 0,36 | 937 |
| Minirensesanlegg | 102 | 20,2 | 5,1 | 0,35 | 416 |
| Tett tank | 64,8 | 20,2 | 3,2 | 0,35 | 264 |

* drift-og vedlikeholdsutgifter ikke medregnet.

Oppgradering til minirensesanlegg eller tett tank for de med dårlige enkeltløsninger (bare synkekum/septiktank eller sandfilter), vil gjelde kun 12 anlegg, og blir derfor svært mye mer kostnadseffektivt enn fellesløsningen.

Effekten blir litt mindre, idet en ikke gjør noe med de andre løsningene i området og som antas å fungere bra.

Det er for området registrert 5 utedoer/kjemiske toalett, noe som virker høyt. Hvis dette ikke stemmer, og det her er vannklosett med "enkle" (og ulovlige) løsninger, blir kostnadseffektiviteten for dette tiltaket ca 25% dårligere. Fellesløsningen kan allikevel ikke konkurrere med oppgraderingen av enkeltløsningene.

5.4 Utredning av tiltak på det eksisterende kommunale fellessystem.

Aktuelle tiltakstyper her er særlig knytta til ledningsnettene som fører kloakken fra Skoppum og områdene på vannskillet ut av nedbørfeltet.

For bebyggelsen på vannskillet i nord (Holtanområdet) er det mye ny bebyggelse med separat system. Deler av anlegget er trykkprøvet og funnet i orden.

Utenom to små fellesledninger er ledningsnettene på Skoppum et relativt nytt separatsystem. Det er et nødoverløp ved pumpestasjonen ved Sande mølle som etter utbedring sjelden er i drift. Det er heller ikke regulære driftsoverløp.

Det er også installert alarmsystem på denne pumpestasjonen. Det finnes imidlertid ikke noen vaktordning for renseteknisk personale. Dette ville økt muligheten for utbedring etter pumpestopp utenom regulær arbeidstid. En slik ordning ville vært ønskelig.

Overvannet fra villabebyggelsen er regnet til å bidra med ca. 20 kg P/år. Dette innebærer takvann, avrenning fra plener, veier og plasser fra tilsammen ca 0,4 km² tettstedsareal. Etter Lindholm (1976), er avrenningen ca 50 kg P/km²·år. Endel av overvannet fra veier og plasser er infiltrert hvis mulig. Takvannet følger overvannsledninger til nærmeste bekk, og avrenningen fra plener er diffus avrenning. Det planlegges her ingen særskilte tiltak.

Ledningsnettene på vannskillet på Kirkebakken er av eldre årgang med fellessystem.

Den samlede virkningsgraden på nettet for Skoppum og Kirkebakken var i 1991 86% i følge kommunens innrapportering til fylkesmannens miljøvernavdeling. Fra dette området ble det tilført totalt 1387 kg fosfor pr år til silanlegget på Steinbrygga. Tapet på ca 230 kg P vil for det meste skje østenfor vannskillet, og vil derfor i mindre grad belaste Borrevannet. Selv om ledningsnettene på Kirkebakken er dårlig ligger det til en stor grad i fast leire. Dette begrenser også utlekkingen.

Å komme fram til et sikkert estimat for hva som virkelig når Borrevannet ville kreve stor ressursinnsats som ikke vil stå i forhold til de antatt begrensede tilførslene det er snakk om. Det er derfor benyttet en gjennomsnittlig utlekkingsgrad på 2 % innenfor nedslagsfeltet. Det bor 1509 personer på Skoppum som er tilkoplede offentlig nett og 250 personer på Kirkebakken nord som ligger til Borrevannet. En gjennomsnittlig tilførsel vil da ligge på 22 kg P pr år. Mye tyder på at en må leve med en beskjeden utlekking i denne størrelsesorden, og at det vil være lite kostnadseffektivt å redusere denne utlekkingen gjennom ledningsnetttiltak på Skoppum. Det kan muligens være noe å hente gjennom utbedringer på Kirkebakken, men tilførslene er så små at det ikke er gjort forsøk på å regne effekter og kostnader.

I tillegg til dette kommer tapet fra pumpestasjonen ved Sande Mølle som var 10-20 kg P (Svendsen pers med.) i 1991. Dette er ytterligere redusert etter ovennevnte utbedringer. Estimater for 1992 settes som et maksimaltall til 10 kg P/år. Med et EDB-basert overvåkingssystem og bakvakt vil dette kunne reduseres ytterligere. Dette karakteriseres i saneringsplanen som et svært kostnadseffektivt tiltak sett for hele kommunen under ett (Østlandskonsult 1992).

Målsettingen om en tilførsel på maks. 1% av total forurensningsproduksjon holder heller ikke her. En tilførsel på ca 3% er allikevel adskillig nærmere enn det tilfellet er for den spredte bebyggelsen etter foreslåtte tiltak.

6. Forurensningsregnskap for 1992

Ved bruk av innsjømodeller og gjennomsnittlig fosforinnhold i vannmassene gjennom vekstsesongen er tilførselen til Borrevannet tidligere beregnet til ca 1200 kg (Bratli og Brettum 1993).

Etter en gjennomgang av mulige tiltak og tilførsler er det mulig å sette opp et teoretisk beregnet forurensningsregnskap for 1992 som gjengitt i tabell 6.1.

Landbrukstilførslene er regnet som alle tilførsler fra dagens landbruksarealer, også naturlige bakgrunntilførsler tilsvarende den avrenning som ville vært uten oppdyrking. Dette tilsvarer 164 kg.

Tabell 6.1 Tilførsler av fosfor til Borrevannet 1992.

| Kilde | Fosfortilførsler kg P/år | % |
|----------------------------------|--------------------------|------------|
| BAKGRUNN | 156 | 12 |
| Direkte på innsjøoverflata | 40 | |
| Skog | 65 | |
| Annen utmark | 51 | |
| LANDBRUK* | 924 | 72 |
| Gjødsellager | 28 | |
| Silo | 6 | |
| Melkerom | 2 | |
| Åpen åker | 818 | |
| Eng, beite | 70 | |
| KOMMUNAL KLOAKK | 52 | 4 |
| Overløp | 10 | |
| Utlekking | 22 | |
| Overvann | 20 | |
| SPREDT BEBYGGELSE | 155 | 12 |
| Utedo / Kjemisk toalett | 6 | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 117 | |
| Slamavskiller + sandfilter | 21 | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 5 | |
| Minirensanegg | 5 | |
| Tett tank | 1 | |
| SUM | 1287 | 100 |

*gjelder alle tilførsler fra landbruksarealer, 164 kg skyldes "naturlige" tilførsler.

En ser av regnskapet at det er en god sammenheng mellom det som innsjømodellene beregner (1200 kg), og det som teoretisk kan estimeres ut fra alle kildenes bidrag.

7. Utradisjonelle tiltak, utprøving av nye tiltak mot landbruksforurensning.

Borrevannet har vært overgjødslet i så lang tid og til så stor grad at det er blitt vanskelig og trolig heller ikke kostnadseffektivt å fortsatt bare satse på tradisjonelle avlastningstiltak for å gjenskape en tilfredsstillende vannkvalitet i Borrevannet. Dette vil ihvertfall være vanskelig innenfor de rammene for moderne landbruksdrift som denne analysen legger til grunn.

Hovedpoenget med dette prosjektet har vært å utprøve nye tiltak mot landbruksavrenning. Her satses det særlig på å utnytte bedre den naturlige selvrensningsevnen som finnes i vassdraget.

7.1 Åpning av grøfter/bekker.

Det er vist gjennom forskjellige undersøkelser i Norge og i utlandet at selvrensningsevnen i bekker er betydelig, ikke minst med hensyn på reduksjon av nitrogentilførslene. I et samarbeidsprosjekt mellom Jordforsk og NIVA er to landbruksforurensa bekker i Ås og Bærum dosert med forskjellige mengder fosfor og nitrogen (Faafeng og Roseth in prep.). Forsøkene viser at en initialkonsentrasjon av nitrogen på 20 mg/l ble halvert etter 2-4 dagers oppholdstid. Effekten på fosfor ble imidlertid funnet å være marginal.

7.2 Sedimentasjonsdammer.

Aktuelt tiltak her er å bygge opp mølledammen som ble sprengt ovenfor Lørge i Sandeelva.

Ved å etablere sedimentasjonsdammer i tilløpsbekkene kan en begrense fosfortilførslene i den grad det partikkelbundne fosforet sedimenterer. Det skjer etter alt å dømme også en rekke inaktiveringsprosesser i en slik dam som gjør at noe av ortofosfatandelen kan omdannes til mer utilgjengelige fosforfraksjoner. Det er blitt gjort forsøk både i Haldenvassdraget og i bekker på Jæren.

Jordforsk har gjort forsøk med sedimentasjonsdammer i Haldenvassdraget som fungerer som kombinerte sedimentasjonsfeller og en kunstige våtmark ved at dammens strandsone er tilplantet med vegetasjon. Her er rapportert 20-30% retensjon av fosfor (Braskerud 1991).

I en innløpsbekk til Stokkavannet er det bygget en sedimentasjonsdam som oppnår omlag 50% retensjon av fosfor (Staveland og Gjerstad 1989). Her blir det naturlig tilført toverdiggjern, så en må regne med at det også skjer en felling i dammen.

Sedimentasjonen av fosfor er i første rekke bestemt av oppholdstiden i dammen (Larsen og Mercier 1976), som igjen avhenger av vanntilførselen og størrelsen på dammen etter formelen:

$$R_p = \frac{1}{1 + \sqrt{\frac{1}{T_w}}} \quad \text{hvor } R_p \text{ er retensjonen av fosfor og } T_w \text{ er oppholdstiden.}$$

Dette er en erfaringsformel for retensjon i store innsjøer, men kan gjerne brukes som et utgangspunkt for hva en kan forvente av sedimentasjonseffekt i en dam i løpet av året. Tabell 7.1 gir et bilde av sedimentasjonseffekt ved forskjellig oppholdstid.

Tabell 7.1 Sedimentering av Tot-P, i følge Larsen og Mercier (1976).

| Oppholdstid | Effekt, % red. av Tot-P |
|-------------|-------------------------|
| 1 time | 1 |
| 1 dag | 5 |
| 1 uke | 12 |
| 2 uker | 16 |
| 1 mnd. | 22 |
| 1 år | 50 |

Som vi ser av tabellen må oppholdstiden i dammen være ganske lang og dammen derfor ganske stor for å få noen særlig sedimentasjonseffekt. Under forutsetning av at de sedimentene som allerede ligger i dalen ovenfor Lørgedammen fjernes, er dammens størrelse beregnet til ca. 40.000 m³. Dette er gjort ut fra å planimetrere

1:2500 kart. Oppholdstiden skulle da tilsvare 3-4 dager ved gjennomsnittlig nedbør. Den rene sedimenteringseffekten gir dermed en reduksjon på knappe 10 %.

I en slik sedimenteringsdam foregår det imidlertid endel andre prosesser som gjør at retensjonen kan økes noe. Under NTNFs program for eutrofieringsforskning ble det gjort forsøk med såkalte biodammer for produksjon av alger og daphnider. Her er det vist til en renseeffekt på 20-35 % av totalfosfor (Olsen og Vadstein 1989).

Ved etablering av såkalte renseparker på Jæren blir slike sedimenteringsdammer kombinert med infiltrasjon av bekkevannet i kunstig eller naturlig våtmark.

For å øke sedimentasjonseffekten kan en tenke seg at dammene tilsettes fellingsmiddel som i et renseanlegg. Innløpskonsentrasjonene er antakeligvis for lave til å kunne regne med en stor effekt. Adalsbekken hadde i 1992 konsentrasjoner på 20-100 µg/l totalfosfor. Utløpskonsentrasjonene for norske kloakkrenseanlegg ligger på mellom 100-200 µg/l, altså er det ikke så mye å hente ved en slik behandling. Det hadde også vært tvilsomt om en i en provisorisk dam kan komme ned på samme utløpskonsentrasjoner som ved et tradisjonelt renseanlegg. En kan indikere at gjennomsnittskonsentrasjonene bør være over 1 mg/l hvis denne løsningen skal ha noe for seg.

Effekt:

Nedbørfeltet ovenfor Lørgedammen er på ca. 7,9 km², der mye av arealene er landbruksarealer.

Det er som en enkel tilnærming tatt utgangspunkt i antatt middelkonsentrasjon på 50 µg/l. Den spesifikke avrenninga på 16 l/sek/km² gir 3.99 mill m³/år. Dette betyr at ca 200 kg fosfor renner forbi hvert år. 10 % retensjon holder altså tilbake i størrelsesorden 20 kg fosfor. Tiltaket har imidlertid en overlappende effekt med de tradisjonelle tiltakene oppstrøms (landbrukstiltak og tiltak i spredt bebyggelse).

7.3 Infiltrasjon i naturlige våtmarker.

7.3.1 Tidligere erfaringer fra inn- og utland.

Naturlige våtmarker er i USA brukt i stort omfang for å infiltrere spillvann fra kloakkrenseanlegg etter sekundær behandling.

Nixon & Lee (1986) har sammenstilt en rekke arbeider gjort på området når det gjelder bruken av våtmarkssystemer til fjerning av næringssalter og andre forurensende stoffer.

I sammenstillingen deles de flere hundre prosjektene i USA opp i 7 geografiske områder, der område 5, det nordlige midtvesten, er det området som lettest kan sammenliknes med norske forhold.

Det er mange eksempler, både fra ovennevnte sammenstilling og nyere litteratur, som viser retensjon eller tilbakeholdelse av fosfor i slike systemer på opp til 90 %. Innløpskonsentrasjonen vil imidlertid som oftest ligge på i underkant av 1 milligram tot-P pr. liter. Dette er 10-50 ganger høyere enn det som er tilfellet for f.eks. Sandeelva. Det hersker betydelig usikkerhet omkring retensjonskapasiteten i naturlige våtmarkssystemer som vil motta mer vann pr. våtmarksareal enn de refererte amerikanske våtmarkene, men der konsentrasjonene av bl.a. fosfor vil være langt lavere.

En rekke av de mer tradisjonelle tiltakene som vil bli og delvis allerede er gjennomført innen landbruket og avløp fra spredt og tett bebyggelse, reduserer innholdet av totalfosfor og biotilgjengelig fosfor jevnt over året. Utnyttelse av våtmarker som biofilter for bekkevann med stort innhold av næringssalter vil vanligvis også redusere årstilførslene, men enda viktigere, tilførslene vil først og fremst reduseres om sommeren. Det er om sommeren, i produksjonssesongen, at en først og fremst ønsker å redusere tilførslene. Sprangler og medarb. (1976) og Sloey og medarb. (1978) viste at mesteparten av det fosforet som var holdt tilbake i løpet av vekstsesongen ble tapt (spylt ut) etter frosten om høsten og utover vinteren. Dette må tas hensyn til ved sammenlikning av kostnadseffektiviteten for ulike tiltak.

Flere prosesser vil være viktige for reduksjon av tilførslene i en våtmark. Foruten at endel fosfor også her kan sedimentere, vil noe også bindes til Al, Fe og Ca og dermed felle ut. Det algetilgjengelige fosforet vil i stor grad bli brukt av epifyttiske alger som sitter på stråene av f.eks. takrør som bevekser våtmarken. Den samlede overflaten av alle stråene i en våtmark blir svært stor og biomassen til påvekstalgene kan i mange tilfeller være så stor at den vil være en klar konkurrent til planktonalgene om det tilgjengelige fosforet.

Rensegraden til våtmarksområder avhenger i første rekke av belastningen pr. areal våtmark (Nichols 1983). Andre faktorer er imidlertid også bestemmende for rensegraden så som vannets kontakt med sedimentet, sedimentets sammensetning, hvor lang tid belastningen har pågått etc. Særlig ser det ut som om innholdet av amorft Al og jerninnholdet er avgjørende.

I Frøylandsvannets nedbørfelt, på Jæren, er en bekk allerede infiltrert i en eksisterende våtmark. Denne våtmarken er imidlertid ganske rik på næringssalter pga. tidligere utslipp fra

en potetsmelfabrikk. Foreløpige resultater tyder på at sedimentene lekker ortofosfat, særlig om høsten, slik at effekten integrert over året blir relativt beskjeden (ca. 15%).

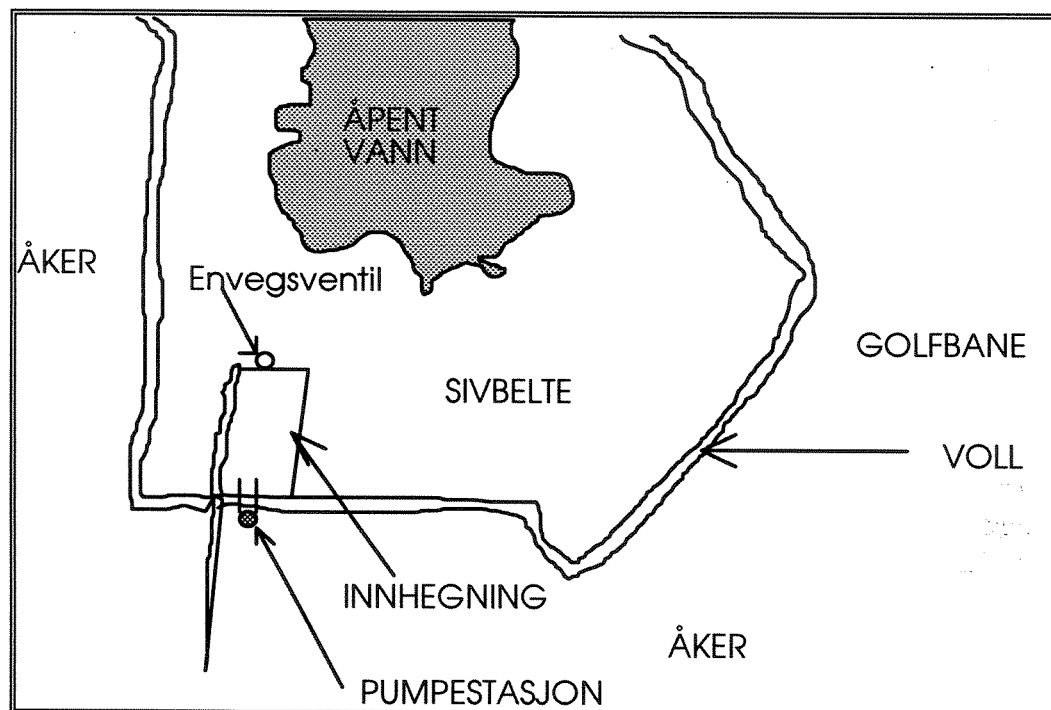
Høgskolesenteret i Rogaland ved Rune Bakke har prosjektert infiltrasjon av Lalandsbekken i Frøylandsvannets nedbørfelt i et våtmarksområde som nå er under oppbygging. Høgskolesenteret har erfaringer med tidligere renseparkanlegg ved Mosvatnet like ved Stavanger, hvor de har fått til rensing mellom 30 og 80% (Bakke 1992).

7.3.2 Alternative utpøvinger i Borrevann.

Å måle tilbakeholdelsen av fosfor, både totalfosfor og ortofosfat, i sivbelter som ligger i kanten av en innsjø er hittil ikke prøvd i Norge, og vil dessuten medføre endel metodemessige utfordringer.

Ett av hovedproblemene vil være å få kontroll på hva som går inn i og hva som kommer ut av et slikt sivbelte. Dette fordi innsjøvann skylles inn og ut av området, og hvis en måler på vannet ytterst i sivbeltet vet en ikke sikkert om en måler tilført vann som er på veg ut av sivbeltet eller om det er innsjøvann. Sannsynligvis vil det være en blanding.

Like sør for innsjøen er det store jorder som heller ned mot våtmarka (fig. 7.1). Her er det lagt ned drensrør som så samles i fire kummer rett på innsiden av en voll som skiller våtmarka fra jordene. Vann som samles i kummene blir så pumpet over vollen og inn i våtmarka. Med dette systemet er det ikke vanskelig å få en kvantifisering av stoffmengde inn i våtmarka.



Figur 7.1 Prinsippkisse over mulig innhegning i Vassbånnens sivbelte.

For å måle det som går ut av våtmarka må en isolere en del av sivområdet med en innhegning. Innhegningen vil være av PVC-plast med en montert envegsventil i enden som sikrer at innsjøvann ikke kommer inn i innhegninga.

Duken vil være forskynt med flytelegemer (isopor) i overkant og sand i underkant for å holde duken nede. Duken legges ut på isen på senvinteren og vår erfaring viser at duken vil synke gjennom isen ca. 14 dager før isen går. Umiddelbart etter at isen har gått vil det foretas inspeksjon og eventuelle korrigeringer der duken ikke slutter tett mot bunnen. NIVA har tidligere erfaring med slikt arbeid bl.a. fra delingen av Skjervatjern.

Innhegningen vil legges parallelt med en del av vollen som fortsetter ut i sivbeltet, sør-vest i våtmarka. Innhegningen vil således bare få en duk på den ene siden, samt kortenden.

Innhegninga vil bli ca 100*50m. Den eksisterende vollen som går ut i sivbeltet vil tjene to formål, både at det avgrensar innhegningen på den ene langsiden og at det er lettere å komme til for å ta prøver av utstrømmende vann fra envegsventilen.

Høsting av makrovegetasjon:

Vassbånn er et vernet område, bl.a. for sitt rike fugleliv. Det vil derfor ikke komme på tale å høste makrovegetasjonen selv om dette burde skje om høsten, dvs. utenom hekkesesongen.

Det har imidlertid vist seg at en ved høsting av makrovegetasjonen ikke oppnår veldig mye.

Ved konstruerte våtmarker anbefales ikke høsting av vegetasjonen i vekstsesongen da bare 5-20% av de tilførte næringssaltene opptas av plantene (Mæhlum og Jenssen, 1991).

Det er registrert at det etter nedvissning om høsten vil spyles ut endel næringssalter fra våtmarka, dette skjer imidlertid så sent at algeoppblomstringen i resipienten høyst sannsynlig vil være over. Denne tilførselen vil i alle tilfeller neppe påvirke en algeoppblomstring på hell om høsten. Da er det andre faktorer enn næringssalttilførselen som er begrensende for algevekst (temp, lys etc.).

Effekt:

En rekke infiltrerte våtmarksområder i nordlige deler av USA med forskjellig størrelse, belastning og effekt er sammenstilt av Nichols (1983). Vassbånn vil med bakgrunn i denne sammenstillingen kunne regne med relativt stor reduksjon av totalfosfor integrert over året og selv etter mange års belastning. Kadlec (1987) peker på at renseeffekten ofte er høy de første årene etter at våtmarken er tatt i bruk, men at denne stabiliseres på et lavere nivå etter noen år.

Et viktig poeng for å opprettholde en god fosforretensjon er at en sikrer en jevn hydraulisk belastning uten utspylinger ved flom.

Effekten vil måles over 4 år med prøvedrift.

Alternativet med hele våtmarka:

Et alternativ til en innhegning i en liten del av våtmarka er å lage en sperre mellom hele våtmarka og resten av innsjøen. Det må i tilfellet lages en PVC-duk fra bredd til bredd (øst-vest) rett nord for våtmarka (fig 7.2).

For å få et godt mål på input-input må det måles konsentrasjoner og vannføring i de fleste tilførselsbekker til våtmarka. Den største bekken som tilrenner våtmarka er Semsbekken som kommer fra nord-øst, renner gjennom golfanlegget og er lagt i rør den siste biten før den kommer opp like ved den østlige av de fire kummene som drenerer de nærmeste jordene inntil vollen. For Semsbekken monteres det en vannmengdemåler og en vannføringsproposjonal prøvetaker. Alle kummene får også en vannføringsproposjonal prøvetaker.

En vet nøyaktig hvor store arealer som tilrenner hver kum, og her monteres det i tillegg tellere som registrerer når pumpa er i drift.

Vannføringen i "Krepsebekken" og Rørebekken bestemmes ut fra kummenes vannføring. Arealene som tilrenner disse bekkene er kjent.

Her vil det holde med å ta ukentlige prøver.

En må forutsette at avrenningen fra så like arealer som det som renner til en av kummene og til Krepsebekken/Rørebekken vil være proporsjonalt.

Et problem som kan oppstå med en slik isolering våtmarka er hvis vannet ved flom stiger fortere i innsjøen eller i våtmarka. Dette vil skje hvis den relative tilrenningen til resten av sjøen er større enn til Vassbånn. Disse delnedbørfeltene ble derfor beregnet vha. planimeter. 4,24 km² tilrenner Vassbånn som sør for innhegninga er 0,293 km². Dette gir et forhold på 14,47.

Resten av nedbørfeltet er 25,76 km², mens resten av innsjøen er 1,658 km². Dette gir et forhold på 15,54. Forholdet er altså relativt likt, noe som burde indikere at det ikke blir et stort problem med innlekking/innrenning fra innsjøen til våtmarka.

Det må i alle tilfeller lages en ventil eller et rør som slipper vannet inn i våtmarka hvis vannet i innsjøen skulle stige høyere enn i våtmarka. Hvis ikke dette gjøres vil duken i alle tilfeller slippe i bunnen, for siden å måtte bli utbedret av dykker.

Akkurat disse forholdene har NIVA god erfaring med fra diverse innhegnings- og delingsprosjekter, sist i Skjervatjern i Møre og Romsdal.

For å måle output legges det enten inn en tunell eller et tykt rør i duken med en ultralydsonde som kan måle hvor mye vann som går ut, og evt. om det er tilbakeslag.

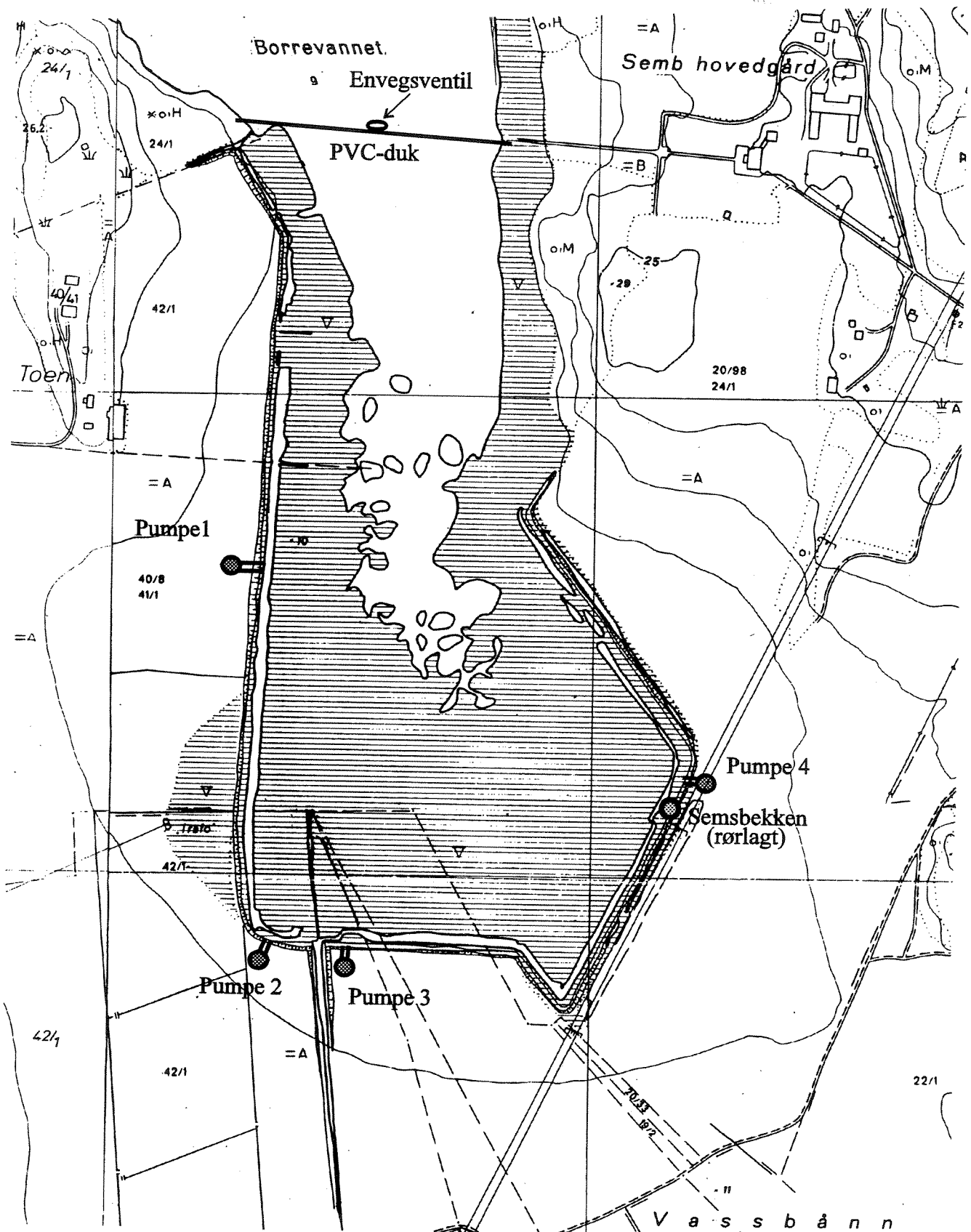
Denne vil også styre en vannføringsproposjonal prøvetaker.

Vannstandvariasjonen i Borrevannet er store, over 1,5 m noen år (7,8 til 9,5).

Lengden på duken (fra breidd til breidd) er ca 250 m. Pga. tildels stor vind og dermed stor belastning på duken, må det ved hver 5m settes ned solide staur av jern på hver side av duken, og et godt stykke ned i sedimentet. Det må sikres at staurene ikke klapper sammen slik at det hindrer dukens frie bevegelse vertikalt med vannstanden. Slissen må allikevel bindes til staurene med en snor med en viss slakk slik at en sikrer en ikke altfor lang horisontal glidning. Enden på duken må også festes godt på land, enten i tilgjengelige trær eller til jernstaur som er drevet godt ned i bakken.

25. mars 1993 ble det på det antatt dypeste punkt målt 1,45 m. Dette var ved en vannstand på 8,51 moh..

Med mulighet for vannstand opp til 9,5 moh. må duken altså være minst 2.5 m brei (dybden) på det breieste.



Figur 7.2 Oversikt over tiltaket der effekten av hele våtmarka skal måles.

8. Evaluering av utredede tiltak og presentasjon av foreslått restaureringsplan

8.1 Anbefalte innsjøinterne tiltak.

Bare et fåtall tiltak blir foreslått gjennomført i første omgang, delvis fordi effekten av endel tiltak er usikker, men hovedsakelig fordi endel av disse tiltakene har en karakter av å være nødpregede løsninger og derfor lite "bærekraftige". Endel av tiltakene er svært dyre f.eks. sedimenttiltakene, mens endel er kontroversielle pga. uheldige bieffekter f.eks. kjemisk behandling av fisk eller alger.

En annen grunn til at endel av disse tiltakene ikke anbefales i første omgang er at en ønsker å se effektene av andre tiltak først. En ønsker også å få resultater fra det pågående forskningsprogrammet ang. nye og utradisjonelle tiltak før evt. dyre og kontroversielle tiltak settes ut i livet.

Sedimenttiltak

Det foreslås ikke å gjennomføre sedimenttiltak i Borrevann.

Dette skyldes at disse tiltakene er svært dyre, og egner seg best der selvgjødslingen betyr langt mer enn de eksterne tilførselene.

Vi har dessuten for liten kunnskap om hvor stor betydning den interne gjødslingen er i Borrevannet.

En forutsetning for å gjennomføre slike tiltak vil være at innsjøen er så godt som helt avlastet for tilførsler fra nedbørfeltet. Dette er ikke tilfellet for Borrevannet, og nytt forsørrikt sediment ville straks ha hopet seg opp etter en evt. mudring.

Kopperforbindelser

Det foreslås ikke å gjennomføre tiltak for å direkte begrense algemengden i Borrevannet med kopperpreparater.

Begrunnelsen hviler på at det er godt håp om å få en vannkvalitet som tilfredsstillende de fleste brukerinteresser gjennom andre og mindre kontroversielle tiltak.

Tiltaket er tidligere foreslått i Frøylandsvannet, men her er overgjødslingsproblemet langt mer ekstremt. Her er det årvisse og massive blågrønnalgeoppblomstringer med tilhørende giftproduksjon. Dette forårsaker jevnlig husdyrdød og sterk begrensning av bruken av vannforekomsten til bading og annen rekreasjon. Tiltaket er her ment som et supplerende tiltak til fortsatte avlastningstiltak i nedbørfeltet.

Tiltaket krever i alle tilfeller mer utpøving i laboratoriet og/eller innhegninger for å få vite mer om positive og negative effekter.

Situasjonen i Borrevannets nedbørfelt er forskjellig på mange måter. En mindre del av nedbørfeltet er oppdyrket ca. 1/3 del for Borrevannet mot over halvparten for Frøylandsvannet. Hovedskillet går allikevel på den svært intensive produksjon på Jæren med et stort overskudd på husdyrgjødsel.

Borrevannet har heller ikke de samme store problemene med utlekking av fosfor fra sedimentet pga. stor algeproduksjon som det Frøylandsvannet har. Her betyr tilførslene fra sedimentet langt mer enn fra nedbørfeltet om sommeren. Dette er neppe situasjonen for Borrevannet.

Tilsetning av halm/halmekstrakt er på det nåværende tidspunkt for lite utprøvet til å kunne tilrås i denne sammenhengen. Tiltaket kan imidlertid vurderes på nytt ved en framtidig rullering av tiltaksplanen og når resultater fra nye forsøk er gjennomført.

Biomanipulering

Rotenonbehandling:

Tiltaket er meget drastisk idet i prinsippet alle dyr som puster med gjeller blir tatt livet av. Det foreslås ikke gjennomført i Borrevannet. Tiltaket vil bl.a. slå ut "nyttig" fisk som storabbor og gjedde som gjør sitt beste for å holde den planktivore fisken i sjakk. Det er også knyttet betydelige fiskeinteresser til disse fiskeslagene.

Siden Borrevannet er et naturreservat med tilhørende store naturvernverdier vil det neppe gis tillatelse til en slik behandling.

Styrt utfisking:

Tiltaket foreslås ikke i Borrevannet.

Et slik fiske vil i Borrevannet ikke kunne komme i stand uten en sterk organisering. Dette for å hindre at ønsket fisk fiskes opp. Det vil også være svært arbeidsintensivt, og en har ikke noe organisert mottaksapparat for fisken. Tiltaket må drives kontinuerlig pga. karpefiskenes enorme reproduksjonskapasitet. Dette er ofte lite motiverende for de som gjennomfører tiltaket, og erfaringer fra tidligere prosjekter viser at en "går lei" etter en stund. Ved å fiske de største årsklassene av mort og laue kan en også få en uheldig virkning ved å forskyve dominansen til mindre årsklasser av disse karpefiskene som er enda mer effektive dyreplanktonbeitere.

Utsetting av rovfisk:

Det anbefales utsetting av gjørs.

Selv om tidligere utsettinger av gjørs i Borrevann har vært delvis mislykket, er det allikevel ingenting som tyder på at gjørs ikke vil trives i Borrevann. Gjørsen vil holde særlig de små årsklassene av laue og mort i sjakk gjennom predatering og at de blir skremt fra et liv i de åpne vannmasser inn til strandområdene hvor de kan søke skjul, men hvor både abbor og gjedde da kan beskutte disse karpefiskene.

Forstyrning av reproduksjonen:

Selv ved en senking av vannstanden og dermed tørrlegging av gytegrunnene blir neppe karpefiskenes rekruttering redusert. Dette henger sammen med et enormt reproduksjonspotensiale, at de gyter svært mange steder, og at de raskt vil lære seg å gyte under minstevannstanden. De negative effektene ved at volumet til å fortynne forurensningene i blir mindre vil sannsynligvis dominere på en negativ måte.

Manipulering med vannstanden

Ved å holde en høy vannstand i Borrevannet spesielt på ettersommeren vil en få et større vannvolum å fortynne forurensningene i og dermed mindre konsentrasjoner av fosfor alger og blågrønnalger. Det er vist at å holde en middelvannstand som er 0,5 m høyere enn dagens tilsvarer avlastingstiltak på 16 kg fosfor. Med en gjennomsnittlig kosteffektivitet for hele tiltakspakka på ca 2000 kr /kg P redusert, tilsvarer det en total årskostnad på 32 000 kroner dvs. en investering over 40 år på kr 427 000, forutsatt at det ikke er noen drifts og vedlikeholdskostnader ved tiltaket.

I tillegg til den rent forurensningsmessige gevinsten vil et utbedret utløp der flomtoppene også vil kunne reduseres gi en fordel for bøndene idet faren for oversvømmelse av jordene vil antas å være mindre til tross for høynet middelvannstand.

8.2 Anbefalte landbrukstiltak

Det foreslås gjennomført en rekke tiltak både i forbindelse med tekniske instalasjoner og i forhold til arealavrenning.

Kjernetiltaket vil være å la være å pløye om høsten på resterende kornarealer. En rekke andre tiltak vil dessuten bidra endel. For nærmere beskrivelse se landbrukskapittelet.

Så godt som alle utredede tiltak foreslås her gjennomført. Kun tiltakene "overgang fra korn til eng" og "tilplanting av skog" er ikke anbefalt gjennomført. Det førstnevnte tiltaket har marginal effekt og store konsekvenser for lanbruksnæringa. En tilplanting med skog på deler av dagens landbruksarealer vil ha god effekt, men vil medføre store strukturmessige og samfunnmessige konsekvenser. Tiltaket er dessuten lite kostnadseffektivt idet kostnadene er svært høye.

8.3 Anbefalte tiltak for kommunal kloakk og spredt bebyggelse

Det foreslås ingen konkrete tiltak innen kommunal kloakk foruten de forslagene om EDB-basert overvåking og bakvaktordning, som allerede er foreslått i forbindelse med saneringsplanen.

Noe gammelt ledningsnett på vannskillet bør på sikt utbedres selv om ikke bidragene er særlig store.

Det foreslås en omfattende oppgradering av diverse dårlige enkeltanlegg i spredt bebyggelse.

Grunnlagsdataene er mangelfulle, og en må begynne med å registrere anleggene på nytt.

Tilgjengelig grunnlagsdata indikerer at det er svært mange enkle løsninger med kun synkekum eller septiktank før utledning i bekk. Det er også registrert mange sandfilternlegg som ut fra tidligere erfaringer antas å ha en dårlig virkningsgrad. Disse nevnte anleggstyper anbefales oppgradert til infiltrasjon der det er mulig, ellers til tett tank for sortvann.

Et tett tank system fordrer en oppfølging fra kommunen med et fast avgiftssystem for tømning. Med en slik ordning vil løsningen ha en bedre kostnadseffektivitet enn alternativet som er minirensanlegg.

Det er registrert et svært høyt antall utdoer (ca 30%), noe som ganske sikkert er en grov overregistrering i forhold til dagens situasjon. Hvis det bak disse registreringene skjuler seg ulovlige og lettvindte løsninger, er situasjonen for spredt bebyggelse enda mer graverende enn det som her er utredet.

8.4 Uprøving av nye og utradisjonelle tiltak

Siden åpning av bekker ikke har noen påvist fosforeffekt, vil ikke dette tiltaket kunne konkurrere med andre fosfortiltak. Tiltaket har imidlertid god effekt på reduksjon av organisk stoff og nitrogen, og en bør derfor være varsom med videre bekkelukninger. Tiltaket har også verdifulle landskapsmessige aspekter ved seg.

Det pågående forskningsprogrammet i Borrevannet som skal gå fram til 1996, har som hovedmålsetting å kvantifisere effektene av sedimentasjonsdammer og infiltrasjon av bekkevann i naturlige våtmarksområder.

Det foreslås en oppbygging av Lørgedammen.

Den rene sedimentasjonseffekten vil her være ca. 20 kg, men siden det er overlappende effekter med tradisjonelle tiltak oppstrøms reduseres effekten med ca 30% og ender opp med 14 kg når hele overlappingseffekten tas ut på dette tiltaket.

Det forslås videre å måle renseeffekten av våtmarka Vassbånn i den sørlige delen av innsjøen. I første omgang skal dagens renseeffekt kvantifiseres og tiltaket vil derfor ikke medføre ytterligere reduksjoner av fosfor. På lengre sikt kan en overføring av bekkevann eller nye utslipsarrangementer medføre en tilbakeholdelse av fler kg. fosfor.

Resultatene fra dette programmet vil avgjøre om det er kostnadseffektivt å satse på denne type tiltak i stor målestokk på litt lengre sikt. Indikasjoner fra tidligere beslektede forsøk, særlig i utlandet, viser at denne typen tiltak har et stort forurensningsbegrensende potensiale.

8.5 Oversikt over foreslåtte tiltak

Tabell 8.1 viser en sammenstilling av alle de foreslåtte tiltakene i denne tiltaksanalysen.

Tabell 8.1 Foreslåtte tiltak for restaurering av Borrevann.

| Foreslåtte tiltak | Årskostnad (tusen kr) | Effekt (ant kg red P) | Kostnads-effektivitet (tusen kr/ ant kg red P) | Effekt (red µg/l Kl a) | Kostnads-effektivitet (tusen kr/ red µg/l Kl a * β) |
|--|-----------------------|-----------------------|--|------------------------|---|
| INNSJØINTERNE: | | | | | |
| Utsetting av rovfisk | 10 | - | - | - | - |
| Manipulering av vannstanden | - | 16 | - | 0,28 | - |
| LANDBRUK: | | | | | |
| Ingen høstpløying | 0 | 125 | 0 | 2,00 | 0 |
| Kun vårkorn - overvintring i stubb | 171 | 25 | 6,8 | 0,43 | 1003 |
| All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen | 57 | 24 | 2,4 | 0,41 | 232 |
| Gjødsel-planlegging | - | - | - | - | - |
| Vegetasjonssoner | 8,9 | 3 | 3,0 | 0,06 | 400 |
| Grasdekte vannveier | - | - | - | - | - |
| Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering | - | - | - | - | - |
| Restaurering av våtmark | min. 69 | - | - | - | - |
| Ikke beite ned til vannkant | - | - | - | - | - |
| Gjødsellager | 19 | 10 | 1,9 | 0,18 | 134 |
| Siloanlegg | 0 | 0 | 0 | | |
| Melkerom | 6,0 | 2 | 3,0 | 0,04 | 265 |
| Lagerplass for rundballer | 0 | 0 | 0 | | |
| SPREDT BEBYGGELSE: | | | | | |
| Oppgradering av dårlige løsninger til infiltrasjon eller tett tank | 416 | 130 | 3,2 | 2,08 | 286 |
| UTRADISJONELLE: | | | | | |
| Sedimentasjonsdam | - | 14 | - | 0,24 | - |
| Infiltrasjon i våtmark | - | - | - | - | - |
| SUM | 757 | 349 | | 5,72 | |

Tiltakspakka vil som et minste anslag redusere belastningen på Borrevann med 349 kg. Dette representerer en reduksjon på ca 30 %, hvis en regner ca 1200 kg som dagens belastning.

Det er altså et stykke igjen, nærmere bestemt ca 250 kg P til den halveringen som er antydnet som målnivå for å få en "akseptabel" vannkvalitet.

For en rekke av de foreslåtte tiltakene er effekten imidlertid ikke kvantifisert. Ved gjennomføring av denne tiltakspakka vil den totale effekten derfor sannsynligvis ligge over det som her er antydnet.

Hvis en skal oppnå en halvering av tilførslene ut fra dagens kunnskap om tiltak og effekter av disse, må en ty til svært kontroversielle tiltak på landbrukssektoren som innebærer en tilplanting av deler av dagens kornarealer. For å redusere de resterende 230 kg må i størrelsesorden 4000 daa tilplantes med skog. Dette tilsvarer i underkant av 40 % av dagens kornarealer.

En tilsvarende forbedring i vannkvalitet, som de siste 250 kg fosfor representerer, vil også kunne oppnås med et innsjøinternt tiltak, koppersulfatbehandling. Av årsaker som er utledet tidligere i rapporten, er også dette et tiltak som ikke foreslås. Dette er særlig knyttet til mulige uheldige sidevirkninger.

Mye tyder på at en ved hjelp av ny kunnskap om tiltak i løpet av få år vil kunne redusere en stor andel av den resterende nødvendige reduksjonen på 250 kg fosfor uten å måtte ty til de ovenfornevnte kontroversielle tiltakene.

Litteraturliste:

- ASPLAN 1990. Borrevann, tiltak mot vannforurensning. 8 s.
- Bakke R. 1992. Utvikling av Madlabekken rensepark. NOTAT.
- Berge, D. 1987a. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D. 1987b. Vegetasjonskontroll i vann ved tildekking. NIVA-rapport O-87129. 19 s.
- Berge, D. 1989. Fosfortilførsler til Borrevann ved Horten, notat. O-84116. 4 pp.
- Berge, D og T. Källquist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport O-87079. 130 s.
- Berge, D. & J. E. Løvik 1988. Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldinnsjøer. NIVA-rapport nr. O-87062. 98 pp.
- Berger, M. og F.H. Johnsen, 1988: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. Forskningsmelding A-007-88.
- Braskerud, B. 1991. Bekkers evne til selvrensing, Sedimentasjonsdammer. Jordforsk rapport nr. 6.24.09-1. 19 s.
- Bratli, J.L. 1992. NIVAs bidrag til tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. 1. Problemanalyse, 2. Metodegrunnlag, 3. Innsjøinterne tiltak og 4. Alternative tiltakspakker. NIVA-rapport nr. O-92063. L-2776 . 35 pp.
- Bratli, J.L. & Brettum P. 1993. Restaurering av Borrevannet - Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1992. NIVA-rapport O-92064, E-92426, L-2858. 49 pp.
- Brettum, P., R. T. Arnesen, D. Berge, M. Laake & B. Rørslett 1976. En undersøkelse av Borrevann, 1975. NIVA-rapport O-174/73. 119 s.
- Børresen, T. , E. Ekeberg og H. Riley 1990. Planlegging av jordarbeiding på ulike jordtyper. Fagnytt nr. 1. Aktuelt fra SFFL.
- Cullen, P & C. Forsberg 1988. Experience with reducing point sources of phosphorus to lakes. Hydrobiol. 170. s 321-336.
- Dyhr-Nielsen, M. og medarb. 1991. Kvælstof og fosfor i jord og vand. Transport, omsætning og effekt. Samlerapport for NPo-forskningsprogrammet: 152.

- Eggestad, H.O. 1992. Tiltak mot jorderosjon og avrenningstap av fosfor og nitrogen fra jordbruksarealer. JORDFORSK-rapport. 32 s.
- Ekeberg, E. og A. Njøs, 1980: Forsøk med pløying til to dybder høst og vår på morenejord i Stange i årene 1969-1975. Forskning og forsøk i landbruket 3.3.
- Erlandsen, A. H., P. Brettum, J. E. Løvik, S. Markager & T. Källqvist 1988. Kolbotnvatnet, sammenstilling av resultatene fra perioden 1984-87. NIVA-rapport O-8307802. 118 s.
- Erlandsen A. H., O. Grøterud, O. K. Skogheim 1980. Interne tilførsler av fosfor i innsjøer ved høy pH. Stensiltrykk Institutt for hydroteknikk NLH. 27 pp.
- Faafeng, B. A. & Å. Brabrand 1990. Biomanipulation of a small, urban lake - removal of fish exclude bluegreen blooms. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 597-602.
- Faafeng, B. & R. Roseth, in prep. Retention of nitrogen in small streams artificially polluted with nitrate. Hydrobiologia.
- Finansdepartementet, 1978: Kalkulasjonsrente ved utarbeiding av programanalyser m.v. Rundskriv R-25/78. Oslo.
- Gibson. M. T., I. M. Welch, P.R.F. Barrett & I Ridge 1990. Barley straw as an inhibitor of algal growth II: laboratory studies. Journal of Applied Phycology 2: 241-248.
- Holtan, H. & M. Nicholls 1987. Lufting av Langevann i Lørenskog kommune. ANØ/NIVA-rapport E-86650.
- Holtan, H. og N.O. Åstebøl 1990. Håndbok i innsamling av data om forurensningstiførsler til vassdrag og fjorer. NIVA og JORDFORSK. 53 s.
- Kadlec, R. H. 1987. Northern natural wetland water treatment systems. In Reddy & Smith (red.): Aquatic plants for water treatment and resource recovery: 83-97.
- Kristensen, P., J. P. Jensen & E. Jeppesen 1991. Simple Empirical Lake Models. Nitrogen and Phosphorus in Fresh and Marine Waters, Project abstracts of the Danish NPo Research Programme, 264 s.
- Landbrukskontoret i Tønsberg distrikt, 1992: Restaurering av Borrevannet. Brev med vedlegg av 11.12.92.
- Landbrukskontoret, Tønsberg distrikt, 1992, 1993. Opplysninger om vekster, husdyr og driftspraksis ved S. Eggum. Diverse notater.
- Larsen, D.P. & H.T. Mercier 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can., 33(8): 1742-1750.
- Lindholm, O. 1976. Forurensning i overvann. PRA4.7. NIVA O-57/74. 55s.

- Lund, K & H. Solhøi. 1991. Mort (*Rutilus rutilus*) og laues (*Alburnus alburnus*) utnyttelse av et pelagisk habitat. Hovedfagsoppgave i zoologi. Univ. i Oslo. 73 s.
- Magnussen, K. og J.H. Sandberg, 1989: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Delrapport av Nasjonal Nordsjøplan. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Marsden, M. W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment release. *Fresh. Wat. Biol.* 21: 139-162.
- Mæhlum, T. & P. D. Jenssen 1991. Jord og plantebaserte renseanlegg for avløpsvann - en oversikt. *Vann* 26(4): 418-425.
- Nicholls, M., H. Holtan og D. Berge 1991. Lufting av Langevatn. Effekter på vannkvalitet og sedimenter. NIVA-rapport O-87144. 45 s.
- Nichols, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF*, 55(5): 495-505.
- NILF, 1992: Handbok for driftsplanlegging 1992/1993. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Nixon, S. W. & V. Lee 1986. Wetlands and Water Quality: A Regional Review of Recent Research in the United States on the Role of Freshwater and Saltwater Wetlands as Sources, Sinks, and Transformers of Nitrogen, Phosphorus, and Various Heavy Metals, "Technical Report Y-86-2, prepared by University of Rhode Island for US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
- Olsen, Y. & O. Vadstein (eds.) 1989. Faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88. NTNFs utvalg for Eutrofieringsforskning, 79 s.
- Petterson, K & B. Boström 1982. En kritisk granskning av föreslagna metoder för nitratbehandling av sediment. *Vatten* 38: 74-82.
- Petterson, K & M Wallsten 1990. Sjörestaurering i Sverige, metoder och resultat. Naturvårdsverket rapport 3817. 57 s.
- Rognerud, B. 1993. Årungenprosjektet. JORDFORSK-rapport, del I. 17 s.
- Ryding, S. -O. 1981. Reversibility of man-induced eutrophication. Experience of a lake recovery study in Sweden. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 449-503.
- Sandberg, J.H., 1991: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger - Revidert utgave. Delrapport til Nasjonal Nordsjøplan. Rapport D-015-91. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.

- Sanni S. 1987. Forprosjekt: Restaurering av Frøylandsvannet. Rapport fra Rogalandforsk nr. SAV 1/87, 21 s.
- Sanni, S & S. B. Wærvågen 1990. Oligotrophication av a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway. *Hydrobiologia* 200/201: 263-274.
- Sas, H. (Ed.) 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation. Acad. Ver. Richardz GmbH. 497 s.
- Schmidt, J. C. (Ed.) 1986. How to Identify and Control Water Weeds and Algae. Applied Biochemists. Inc. 4th Edition. 108 s.
- SFT 1991a (Bratli, J.L. og medarb.). Nordsjødeklarasjonen, tiltak for å redusere næringssalttilførslene. SFT-rapport 91:07. 82 pp.
- SFT 1991b (Holtan H. & S. O. Åstebøl). Håndbok i insamling av data om forurensningstilførsler til fjorder og vassdrag. SFT rapport 91:10. 53 s.
- SFT 1992 (Jensen P. D. og medarb.). Økologisk renseteknologi. Oversikt over ulike naturbaserte behandlingsmetoder for kommunalt avløpsvann. SFT rapport 92:35. 72 s.
- Skjelhaugen, O.J. 1992. Samkompostering av septikslam og husdyrgjødsel. Foredrag NJF-Teknik-92, Seminarium 212, Finland 2.-3. november 1992. 7 s.
- Skulberg, O. 1986. Kontroll av giftproduserende alger - Akersvannet, Vestfold, Forskningsbehov i Norge. NOTAT til Miljøverndepartementet av 11. november. 10 s.
- Skulberg, O., J. Kotai & R. Skulberg 1989. Giftproduserende blågrønnlager i Vestfold. Undersøkelser utført i 1987 og 1988. NIVA-rapport O-87173, L-2254. 30 s.
- Sloey, W. E., F. L. Sprangler and C. W. Fetter Jr. 1978. Management of freshwater wetlands for nutrient assimilation, s. 321-340. In R. E. Good, D. F. Wigham and R. E. Simpson (eds.), Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential. Academic Press, NY.
- Sprangler, F. L. , W. E. Sloey and C. W. Fetter Jr. 1976. Wastewater treatment by natural and artificial marches. NTIS; Springfield, VA, PB_2599-992. Environmental Protection Technology Series EPA-600/2-76-207.
- Stalleland, T., 1992: Kostnadseffektivitetsanalyse av tiltak for å redusere utslipp av næringssalter fra landbruket på Romerike. Foreløpig rapport. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Staveland, K. & K. O. Gjerstad 1989. Oppfølgende undersøkelser av vannkvaliteten i Misisippibekken og Leikvollbekken 1986-89. Byveterinæren i Stavanger.

- Stortingsmelding nr. 64 (1991-92): Om Norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene. Miljøverndepartementet.
- Svendsen. S. Å. 1991. Saneringsplan avløp, delrapport randbebyggelse og spredt bebyggelse. Borre kommune, planavd. datert 03.12.91. 3 s. + kart.
- Syversen, N. 1992. Vegetasjonssoners effekt på avrenning fra jordbruksarealer - årsrapport 1992. Statens forurensningstilsyn/Landbruksdepartementet.
- Vagstad, N. , S.O. Åstebøl og J. Deelstra 1989. Effekt av tiltak mot landbruksforurensning i Vestfold fylke. Rapport for Fylkesmannen i Vestfold. 47 s.
- Vagstad, N. 1990. Avrenning og effekt av tiltak i landbruket. Delrapport til Nasjonal Nordsjøplan.
- Welch, I. M., P.R.F. Barrett , M. T. Gibson & I. Ridge 1990. Barley straw as an inhibitor of algal growth I: studies in the Chesterfield Canal. Journal of Applied Phycology 2: 231-239.
- Østlandskonsult 1992. Borre kommune, Saneringsplan, Avløpsnett, Sammendrag. O.Nr.279.006 13 s. ekskl. illustrasjoner.
- Øygarden, L. 1989. Uprøving av tiltak mot arealavrenning i Akershus. Rapport nr 6. Handlingsplan mot landbruksforurensninger. GEFO. 112 s.

VEDLEGG 1: Områdeklassifisering for spredt bebyggelse.

Vik (N og S) / Haukeli:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 3 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 4 |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 2 |
| Tett tank | 3 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 12/(47) |

Prestegården, Nykirke:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 4 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 2 |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | 4 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 10/(35) |

Guttulfsrød / Knatten:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 10 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 4 |
| Slamavskiller + sandfilter | 2 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | 4 |
| Minirensanlegg | 2 |
| Sum | 22/(72) |

Støkke (inkl. Snapsrød):

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|---------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 3 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 4 |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | 2 |
| Minirensesanlegg | |
| Sum | 9/(33) |

Føske:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|---------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 1 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 1 |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | 1 |
| Minirensesanlegg | |
| Sum | 3/(12) |

Solberg V. / Ryglund:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 5 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 4 |
| Slamavskiller + sandfilter | 1 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | 3 |
| Minirensesanlegg | 1 |
| Sum | 14/(32) |

Solberg Østre:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 3 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 2 |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 3 |
| Tett tank | 4 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 12/(38) |

Rest Solberg Ø / Eikenes:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 3 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 2 |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 1 |
| Tett tank | 1 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 12/(26) |

Lørge / Teppa

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|---------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 2 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 2 |
| Slamavskiller + sandfilter | 1 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 1 |
| Tett tank | 2 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 8/(25) |

Adal (N, M og S):

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 6 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 8 |
| Slamavskiller + sandfilter | 2 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | 8 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 24/(76) |

Kimestad:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 1 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 9 |
| Slamavskiller + sandfilter | 2 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 2 |
| Tett tank | 2 |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 16/(50) |

Kjær, Ra:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | 5 |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | 10 |
| Slamavskiller + sandfilter | 2 |
| Slamavskiller + infiltrasjon | 4 |
| Tett tank | 3 |
| Minirensanlegg | 1 |
| Sum | 25/(56) |

Rest enkelthus spredt:

Ant. boliger (personer) med

| | |
|----------------------------------|-----------------|
| Utedo / Kjemisk toalett | |
| Direkte utslipp, ingen rensing | |
| Kun slamavskiller eller synkekum | |
| Slamavskiller + sandfilter | |
| Slamavskiller + infiltrasjon | |
| Tett tank | |
| Minirensanlegg | |
| Sum | 40/(147) |

VEDLEGG 2: Generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger for kloakk.

Forurensningsproduksjon pr. pe: 1,7 g P/døgn

| Kostnader (kr): | Investering | Drift | Årskostnad |
|--------------------------|-------------|-------|------------|
| Infiltrasjonsanlegg | 30.000 | 900 | 3.730 |
| Minirensanlegg 1 hus | 55.000 | 3.300 | 8.500 |
| Minirensanlegg 2 hus | 76.000 | 4.500 | 11.700 |
| Tett tank | 33.400 | 2.250 | 5.400 |
| Snurrelassen | 27.000 | 1000 | 3.550 |
| Off. ledn. anlegg pr lm | 700 | | |
| Priv. ledn. anlegg pr lm | 350 | | |

Levetiden for systemene er satt til 20 år.

Infiltrasjonsanlegg:

Slamavskilleren tømmes en gang pr år.

Minirensanlegg:

Prisinformatjonen 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.

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.

INVESTKOSTN.:

| | |
|------------------|---------------|
| Bia Li 60: | 8.600 |
| Bia SL 22: | 4.800 |
| Fordelingspumpe: | 8.000 |
| Rør | 2.000 |
| Graving | 10.000 |
| Sum: | 33.400 |

DRIFTSKOSTN.:

| | |
|---------|-------|
| Tømming | 2.250 |
|---------|-------|

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 innebefatter strøm og sanitærbark.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2309-6