

EVALUERING AV
KALKINGSTILTAK I AKERSHUS

SIGURD K. BJØRTUFT

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI),
ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO.
SARSGT. 1,
0562 OSLO 5

FORORD

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) har fått i oppdrag av Miljøvern avdelingen i Akershus fylkeskommune å evaluere gjennomførte kalkingstiltak i fylket.

Etterhvert som kalkingstiltakene har økt i omfang, er det fremkommet et behov for en vurdering av innsatsen hittil. En oppsummering av hva som er gjort og innspill til videre kalkingsstrategi er inkludert i rapporten.

Oppdraget er basert på en vurdering av tilgjengelig materiale, og det er ikke foretatt egne feltundersøkelser.

Oslo, mai 1993

Svein Jakob Saltveit

INNHold

KONKLUSJONER	4
ENGLISH SUMMARY.....	5
INNLEDNING	6
VASSDRAGSKALKINGER I AKERSHUS	8
KULTIVERING I FORBINDELSE MED KALKING	11
BIOLOGISKE UNDERSØKELSER	13
DISKUSJON	14
Generelt	14
Vannkjemi	15
Biologiske virkninger	17
Kultivering	19
Kalkingsstrategi	20
Samfunnsøkonomisk lønnsomhet	22
LITTERATUR	24

KONKLUSJONER

S.K. Bjørtuft. 1993. Evaluering av kalkingstiltak i Akershus. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 137, 29 s.

Virkningene av kalking av innsjøer og tjern i Akershus vurderes som positiv. Vurderingene er dog vanskeliggjort av dårlig definerte mål for de ulike kalkingsaktivitetene og av svært få biologiske undersøkelser både før og etter kalking. Det kan virke som om deler av kalkingsaktivitetene har vært basert på ønsket om å kalke for at fisk skal kunne overleve uten at målene er nærmere definert. Målene for kalkingstiltak kan berøre næringsgrunnlaget, fiskeartenes tålegrenser, egenrekruttering og behov for utsettinger. Kalkingsstrategi og andre nødvendige tiltak bør planlegges på grunnlag av disse målene.

Når det gjelder rekruttering av ørret på bekk og elv er de ønskede resultater neppe nådd. Ved videre arbeid med strategi bør det derfor også legges vekt på direkte kalking av rennende vann og på kalking av deler av nedbørfeltene, herunder våtmark. En kombinasjon av flere metoder vil trolig ofte være gunstig.

For å gjøre kalkingsdata og relevant informasjon lettere tilgjengelig anbefales det å opprette en database.

Kalkingsaktiviteten bør anses som et botemiddel mot forsuring for å ta vare på utsatte økosystemer i vann, og ikke som et hjelpemiddel til å fremme ørret i forhold til andre fiskearter. Det minnes om Direktoratet for naturforvaltnings mål om naturlig reproduksjon hos fisk og begrensning av utsettinger til det absolutt nødvendige.

Kalkingsaktiviteten anses som samfunnsøkonomisk lønnsom. Kostnadssiden må likevel gis stor oppmerksomhet, og tilgjengelige midler bør utnyttes optimalt. Siden mange er involvert ved at mye av aktivitetene er basert på dugnad samt at behovet for kalking vil være stort i lang tid framover, er det viktig at målene er klart definert.

ENGLISH SUMMARY

S.K. Bjørtuft. 1993. Evaluation of lime treatment projects in Akershus county. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 137, 29 pp.

The effects of liming of lakes in Akershus county, which surrounds Oslo, are considered as positive. Its appraisal is, however, made difficult by poorly defined objectives and the limited biological studies both before and after liming. It seem as if parts of the liming activities have been in order to permit fish survival, without specifying the objectives. The objectives of liming may include the species' tolerance limits, fish diet, spawning, the need of stocking, etc.

The liming strategy and planning of necessary remedial measures must be based on such objectives.

With regard to brown trout recruitment in the various rivers, the expected results are barely achieved. Direct liming of running waters and the liming of parts of the catchment should also be given emphasis in the future liming strategy. A combination of methods will in many cases probably be the best.

A data base should be established to make liming data and other relevant information more easily available.

Liming should be considered as a mitigation measure against acidification to protect endangered water ecosystems, and not as a measure to promote brown trout compared to other fish species. The Directorate of Nature Management's aim of natural fish reproduction and limiting fish stocking to an absolutely minimum should be kept in mind.

The lime treatment projects are considered as beneficial to the Norwegian community. However, considerable attention must be given to the costs to enable optimal utilization of the available resources. Since many people are involved through community projects in many liming activities and the great need for lime treatment in the future, it is important to clearly define the objectives.

INNLEDNING

Den tiltagende forsuring i Sør-Norge er vel dokumentert (Overrein et al. 1980, Sevaldrud et al. 1980 og Wright et al. 1985). Denne har ført til en stor interesse for praktiske tiltak, og kalk har fått en utstrakt anvendelse for avsyring av vann.

Allerede i 1960-årene ble det registrert tilbakegang i endel fiskebestander i Akershus. Det ble etterhvert klart at tilbakegangen skyldtes forsuring. De første kalkingstiltakene ble foretatt i 1970-årene, men aktiviteten er for alvor kommet i gang i løpet av de siste ti år.

Forsuringsproblemet henger nøye sammen med geologiske forhold. Prekambrisk grunnfjell dominerer i Akershus. I den vestlige delen av fylket er det mest av permiske dyp-, gang- og dagbergarter, og litt av kambrosiluriske, sedimentære bergarter, som sett i forhold til forsuringssituasjonen er de gunstigste. Vassdrag under den marine grense er mindre utsatt for forsuringsskader. Fig. 1 viser lokalisering av henholdsvis tapte, tynne og gode bestander av abbor, ørret og mort, og det fremgår at særlig Romerike og Aurskog-Høland er berørt.

Statens forurensningstilsyn (1988) angir forsuringsskadet areal i Akershus/Oslo til 570 km² i 1986, en kraftig økning fra registreringer i slutten av 1970-årene. Idag kan et ennå større areal regnes som forsuringsskadet (Henriksen 1992). Forsuringssituasjonen i Akershus er ellers beskrevet av Pedersen et al. (1990) og Statens forurensningstilsyn (1991).

Utslippene av svoveldioksyd er i løpet av 1980-årene blitt redusert i Vest-Europa, men har økt i Øst-Europa (Henriksen et al. 1988 og Bernes 1991). Økte nitratmengder kan også forårsake fortsatt forsuring selv om svovelutslippene reduseres (Henriksen et al. 1989).

Kalkingsbevilgningene har økt jevnt i løpet av de siste ti årene, men økningen har i Akershus vært spesielt stor etter

1985. Totalbeløpet til kalking i fylket var i 1990 på ca kr. 2.5 mill. (Pedersen et al. 1992). En stor del av midlene kommer for tiden fra Akershus fylkeskommune, noe mindre fra staten. Enkelte kommuner har også bevilget midler til kalkingsformål, og en liten del av består av private tilskudd.

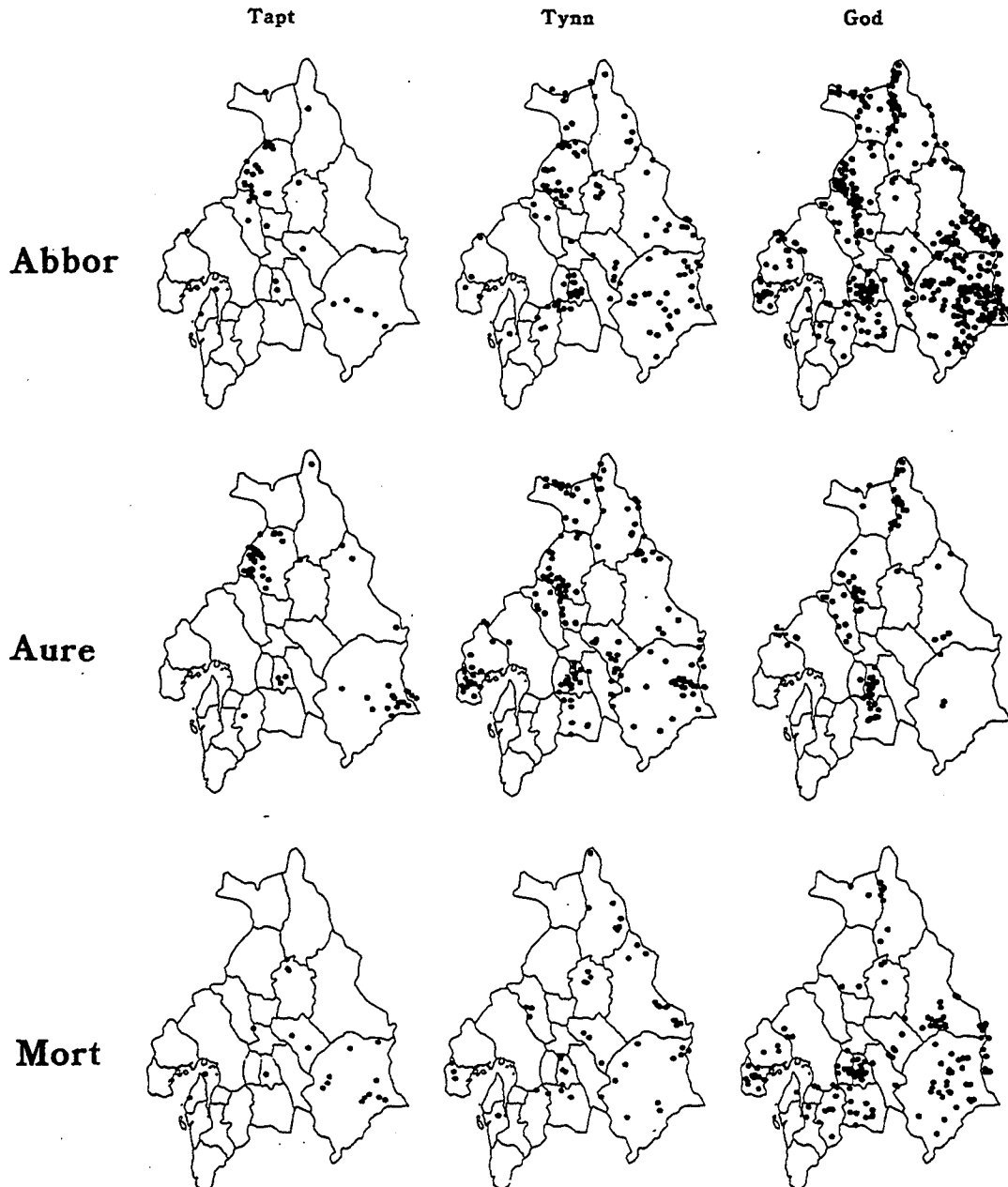


Fig. 1. Lokalisering av innsjøer med gode, tynne og tapte populasjoner av abbor, ørret og mort fordelt på de enkelte kommunene i Akershus i 1989 (Fra Statens forurensningstilsyn 1991).

I tillegg er lokal støtte i form av dugnadsinnsats for å iverksette tiltakene ofte en forutsetning for å motta offentlige midler.

Prioritet er gitt kalking av vassdrag med fiske tilgjengelig for almenheten og bevaring av verdifulle fiskebestander (Hindar & Rosseland 1988). Ved valg av prosjekter blir lokaliteter som fortsatt har naturlige fiskebestander prioritert foran fiske-tomme (Direktoratet for naturforvaltning 1991).

Forvaltningen av mindre kalkingstiltak ble i 1987 delegert fra Direktoratet for naturforvaltning til miljøvernavingdelingene i fylkene.

VASSDRAGSKALKINGER I AKERSHUS

Kalkingsaktiviteten har naturlig nok vært størst i områdene som er mest rammet av forsurening (Pedersen et al. 1992). Fig. 2 viser hvilke kommuner som har størst kalkingsaktivitet. Den sterke økningen av aktivitetene i siste halvdel av 80-årene går fram av Fig. 3.

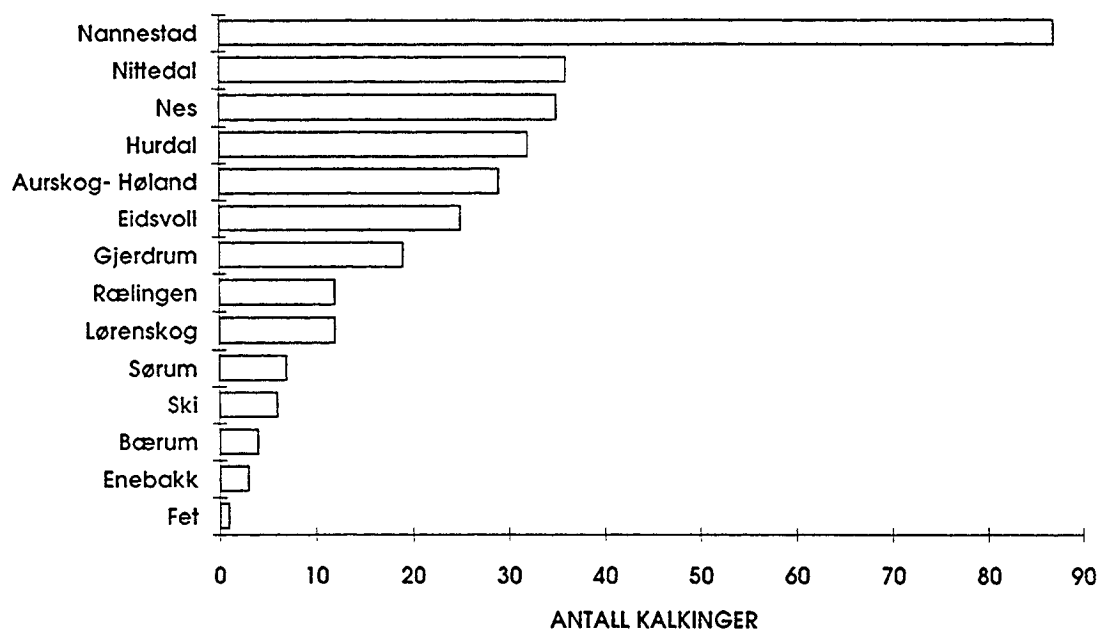


Fig. 2. Kommunevis oversikt over kalkinger fram til 1991. (Fra Pedersen et al. 1992).

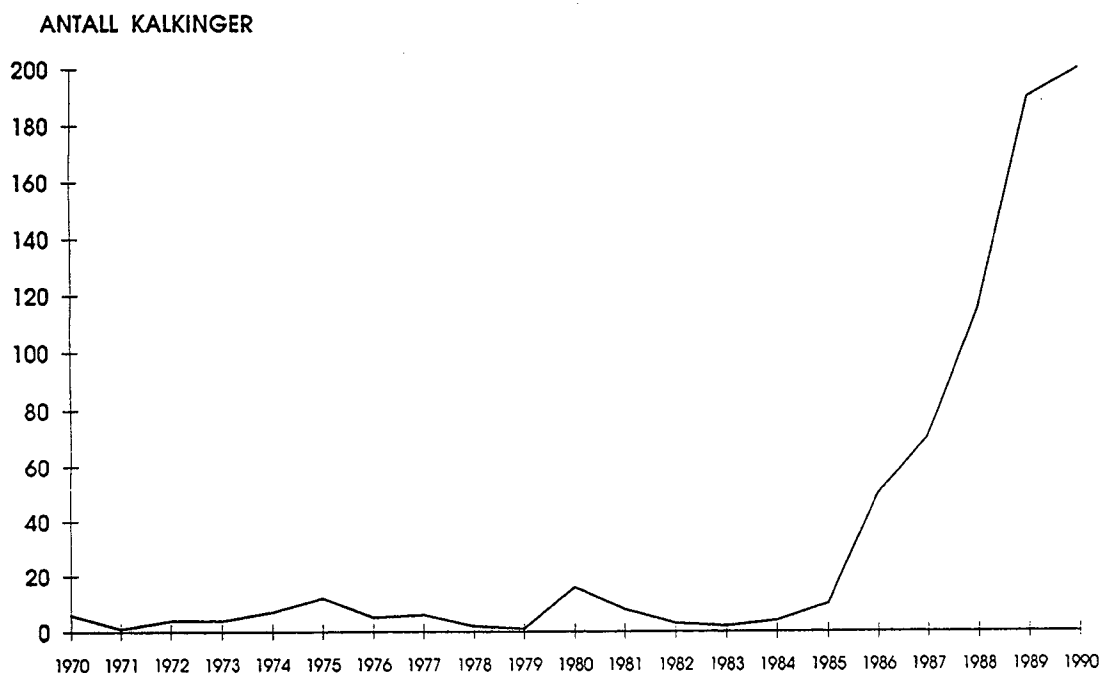


Fig. 3. Antall kalkinger i Oslo og Akershus 1970-1990. (Fra Pedersen et al. 1992).

Tidlig på 70-tallet foregikk enkelte kalkinger med svært små mengder og tildels med lite effektive kalktyper. Det er derfor vanskelig å angi nøyaktig hvor mange innsjøer, bekker og elver som er blitt kalket i Akershus. I tillegg er det for enkelte kalkinger kun registrert mengder som er benyttet i en innsjø, mens det også kan være lagt kalk i tilløpsbekker uten at dette er angitt (Pedersen et al. 1992).

Innen utgangen av 1990 er det registrert over 300 kalkede lokaliteter i Akershus (Pedersen et al. 1992). Av disse er ca. 50 bekkkalkinger, de øvrige i tjern eller innsjøer. Ingen større elver kalkes i Akershus med unntak av Mangenvassdraget, hvor det siden 1988 har foregått et samarbeid med svenske myndigheter, og hvor tilskuddene fra norsk side bevilges direkte fra Direktoratet for naturforvaltning.

I rapporten om kalkingsstatus (Pedersen et al. 1992) står det:

"På 70-tallet og fram til midten av 80-årene var kalkstein og kalksingel de dominerende kalktyper. Denne kalken ble stort sett spredt manuelt. En del ble plassert i bekker, og enkelte steder ble kalkbrønner benyttet uten at de beste resultatene ble oppnådd. I 1977 ble det også benyttet mindre mengder lesket og ulesket kalk. I midten av 80-årene ble det et par år forsøkt noe skjellsand og granulert kalk, da bare i små mengder. Etter at kalksteinmel ble tatt i bruk i siste halvdel av 1980-årene dominerte denne kalktypen etterhvert totalt. Der det lot seg gjøre ble spesielle kalkingsbåter benyttet. Ellers ble det ofte brukt helikopter til å spre kalksteinmelet. For enkelte mindre kalkere spres kalken manuelt fra båt, eller den legges på isen, hvorpå snøfreser kan benyttes til å spre kalken. I løpet av de siste årene er korallgrus lansert, og er nå en vanlig kalktype for kalking i bekker. Korallgrus plasseres dirkete i de aktuelle bekkene. Det vanligste er at grusen tippes om høsten fra

Tabell nedenfor (fra Pedersen et al. 1992) viser mengde tilført kalk i kommunene i Akershus de siste årene:

Kommune	1988	1989	1990	Behov
Aurskog-Høland	269	541	218	2200
Bærum	8	11	10	20
Eidsvoll	16	46	221	280
Enebakk	0	0	17	70
Fet	0	17	0	270
Gjerdrum	56	73	117	130
Hurdal	370	158	412	450
Lørenskog	5	2	0	40
Nannestad	454	685	764	1000
Nes	13	235	256	860
Nittedal	176	142	226	370
Rælingen	6	16	4	70
Ski	0	10	10	160
Sørums	0	2	49	150
Totalt	1398	1971	2338	6070

lastebil/traktor, for så at strømmen i bekken skal fordele grusen nedover. En liten andel spres også manuelt, eller ved bruk av helikopter."

KULTIVERING I FORBINDELSE MED KALKING

Utsetting av fisk har antagelig pågått så lenge det har vært fast bosetting her i landet. Med kunstig klekking fra slutten av 1800-tallet har praksisen og omfanget av utsettingene endret karakter. Den sterke økningen i kalkingsaktiviteten i løpet av 1980-årene har ført til et økt behov for settefisk.

I Akershus har det i lengre tid vært satt ut fisk, både i kalkede og ukalkede vann. Men det er hovedsakelig utsettinger etter 1985 som er registrert (Pedersen et al. 1992). Disse registreringene er i hovedsak foretatt av lag og foreninger som kalker eller selger fiskekort. Fig. 4 viser omfanget av fiskeutsettingen i Akershus i årene 1986-1990. Det ble satt ut fisk i ca. 200 innsjøer eller tjern i Akershus (Pedersen et al. 1992).

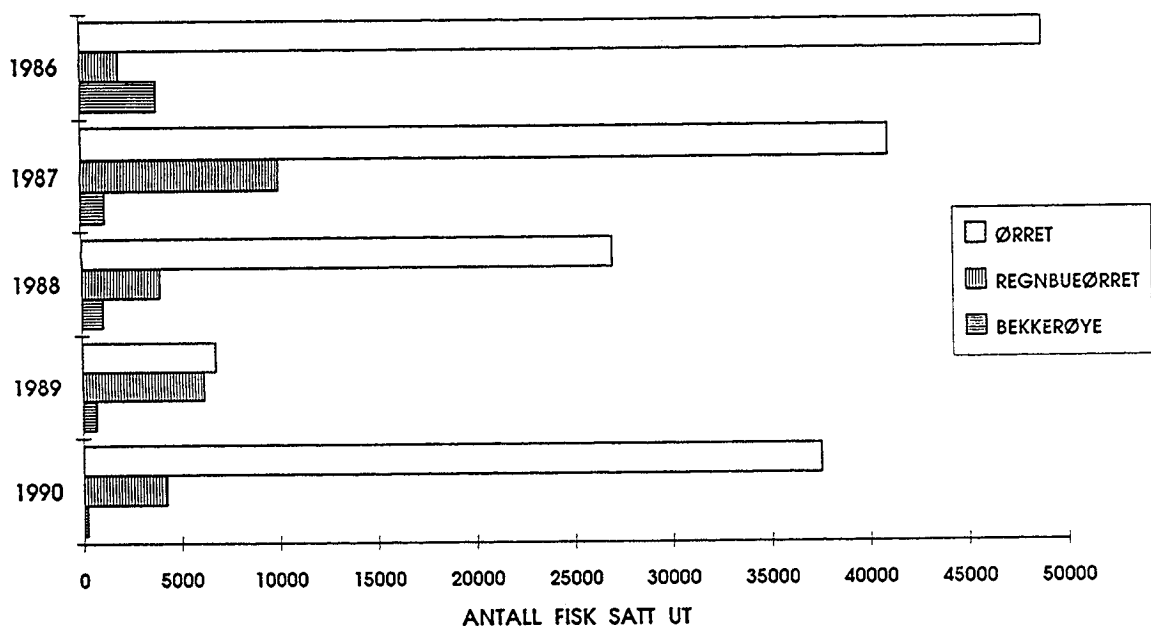


Fig. 4. Antall registrerte fisk satt ut i Oslo og Akershus i perioden 1986-1990. (Fra Pedersen et al. 1992).

Om mengden av settefisk skriver Pedersen et al. (1992):

"Antall fisk som settes ut styres for Akershus/Oslo i stor grad av det antall settefisk som det er mulig å fremskaffe. Behovet for settefisk er langt større enn det som settes ut. I gjennomsnitt for de siste 5 årene har det i Oslo og Akershus blitt satt ut omkring 32.000 ørret. Hvis man forutsetter at det på alle lokaliteter med ødelagte oppvekstforhold for ørret, skal foretas utsetninger, vil behovet være omkring seks ganger så stort."

Med unntak av 1989 domineres fiskeutsettingene i Oslo og Akershus av ørret. Men av fremmede fiskeslag er det satt ut bortimot 30.000 regnbueørret i nær 70 vann, og nær 4.000 kanadisk bekkerøye i ca. 60 vann (Pedersen et al. 1992).

Av Fig. 5 fremgår antall utsetningslokaliteter fordelt på kommuner.

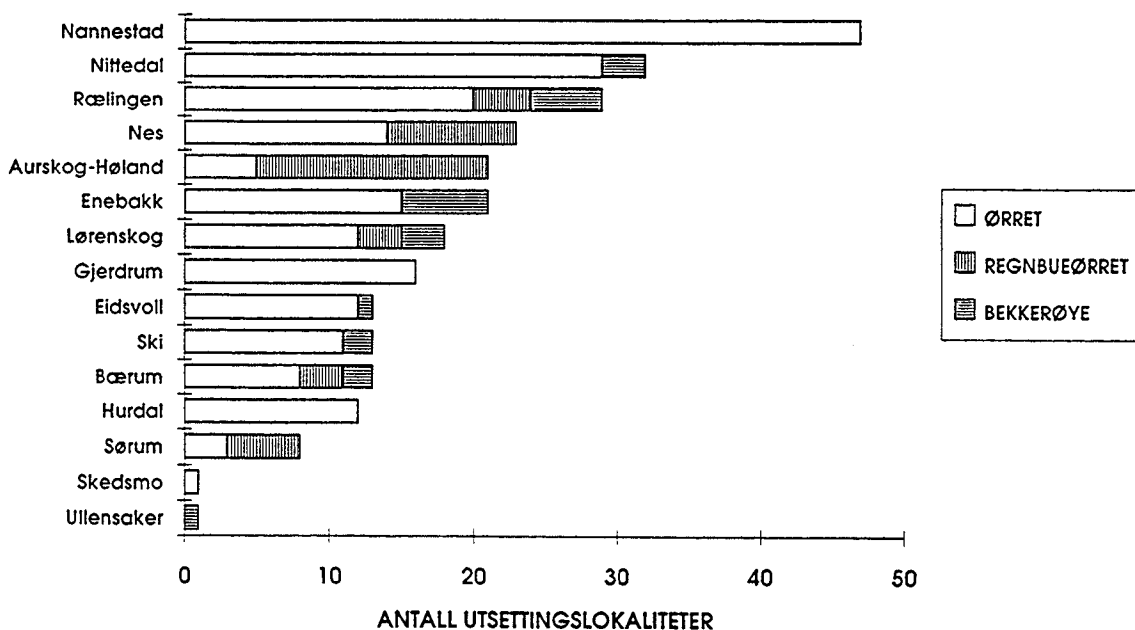


Fig. 5 Antall registrerte utsetningslokaliteter i perioden 1986-1990 fordelt på kommuner. (Fra Pedersen et al. 1992).

Vel halvparten av ørreten som er satt ut etter 1985, og hvor selgeren er kjent, kommer fra settefiskanlegget til Oslomarkas Fiskeadministrasjon. Omtrent hver fjerde er kjøpt fra Rogaland og noe under 10 % fra Oppland (Pedersen et al. 1992). Ellers er det fisk fra settefiskanlegg i Akershus og Buskerud. For halvparten av ørretutsettingene er ikke selgeren i ettertid kjent (Pedersen et al. 1992). Bekkerøye og regnbueørret er skaffet fra anlegg i Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud og Hedmark (se også s. 19).

BIOLOGISKE UNDERSØKELSER

I 1988 ble det foretatt prøvefiske i nærmere 100 vann på Romeriksåsene. Det ble fanget vel 3000 fisk, mest abbor (Wilberg 1989). Hovedvekten av ørret som ble tatt var gjenfangst av fisk satt ut i løpet av de foregående to år, i hovedsak på villfisk fra Vestlandet. Det var overveiende småvokst 2-3 årig ørret fra overbefolkede vassdrag. Fangstresultatene viser en tydelig økning i årlig lengdevekst etter utsetting på Romeriksåsene. Ørretens kondisjon er generelt vurdert som god og veksten som tilfredsstillende av Wilberg (1989), som også mener at kalkingen har ført til bedret kvalitet av abborbestander i mange tilfeller.

Enerud (1992) konkluderer etter fiskeribiologiske undersøkelser i Ramstadsjøen i Rælingen at vannkvaliteten er gunstig for fisk og næringsdyr p.g.a. kalking over flere år.

Fra Aurskog-Høland viser Ørjasæter (1992) til Hallangen hvor det ble prøvefisket i 1985, 1988 og 1990. Innsjøen ble første gang kalket i 1987. Det er registrert en merkbar økning i fiskens kondisjon og endringer i byttedyrvalget etter kalking. Ørjasæter (1992) mener krepsdyret Mysis relicta har blomstret kraftig opp som følge av bedret vannkjemi. I Aurset er det også prøvefisket før kalking, og bedre kondisjon er registrert hos fisken. Samme utviklingstendens er også observert i lokaliteter hvor det er prøvefisket flere ganger etter kalking (Ørjasæter

1992). Det er registrert reduksjon i torvmosematter og redusert algevekst på bunnen i enkelte tjern (Ørjasæter 1992).

Det er prøvefisket i Fjellsjøen i Hurdal i 1991 i regi av Kalkingsgruppa i Direktoratet for Naturforvaltning og fylkets miljøvernnavdeling. Resultatene vil bli publisert senere.

Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romerikssåsene viser store forskjeller for mangfold og individtall (Brittain & Økland 1990).

DISKUSJON

GENERELT

Ideelt sett burde evalueringen vært basert på mål definert før kalkingstiltakene tok til, med målbare parametre og biologiske undersøkelser før og etter kalking. Dette er i liten grad mulig. Observasjonene fra Aurskog-Høland (Ørjasæter 1992) før kalking er verdifulle, og danner grunnlaget for en mer objektiv stadfestelse av forbedrede forhold manifestert ved bedret kondisjon hos fisk etter kalking.

Abbor er den dominerende fiskeart i Akershus (Statens forurensningstilsyn 1991). Det tilgjengelige materialet gir inntrykk av at det i forbindelse med kalkingsaktiviteter satses vel mye på ørret i forhold til abbor og andre arter. Kalkstatusrapporten lister f. eks. opp rundt 30 utsettinger av fisk i Nes (Pedersen et al. 1992), og det dreier seg kun om ørret og regnbueørret. Av fangsten i et representativt prøvefiske i kommunen i 1990 (Pedersen et al. 1991) utgjør ørret kun 0.35 %.

Utgangspunktet for planlegging bør være at kalking er et bote-middel mot forsuring for å ta vare på utsatte økosystemer i vann, og ikke et hjelpemiddel til å fremme ørret i forhold til andre arter. Artsbalansen fra tidlig etterkrigstid kan være et naturlig utgangspunkt.

Etter vår vurdering står presisering av mål for kalking sentralt. Når målene er definert, kan kalkingsstrategi og andre nødvendige tiltak planlegges på grunnlag av disse (Matzow et al. 1985). Målene bør knyttes til klassifisering av lokalitetene, og en mulighet er følgende:

ørrepopulasjoner der egenrekruttering skal opprettholdes

ørrepopulasjoner der rekruttering skal skje ved utsetting (yngel, settefisk, fanget villfisk, "put and take")

andre fiskearter, lokaliteter der innsjøgytende arter skal opprettholdes

referanselokaliteter med forsuringsskader, og der prosessene ikke motvirkes ved kalking

Vi vil fremheve behovet for referanselokaliteter da disse vil kunne dokumentere:

1. Langtidseffekt av surt vann
2. Effekt av tiltak i nærliggende lokaliteter

Rapporteringen av utført kalking har vært mangelfull (Krog 1988 og Pedersen et al. 1992). Kravet om skikkelig rapportering må innskjerpes.

VANNKJEMI

Etterhvert som kalkingen er gjort mer systematisk, er det blitt bedre vannkjemiske forhold, men det er endel variasjon. Det er påvist en merkbar økning i pH i kalkede tjern og innsjøer. Mens det lett kan bli store sprang i pH ved de første kalkingene, blir det etterhvert mer stabile forhold (Wilberg 1989, Pedersen et al. 1990, Pedersen et al. 1992 og Ørjasæter 1992). Kalkingen har generelt sett vært gunstig for vannkjemien. Men det er store variasjoner mellom innsjøene. Umiddelbart etter en

kalking kan pH i vannet bli høy. Dette skyldes dels kjemiske likevekter, dels at kalkmengdene må være stor nok til å virke en viss tid (Direktoratet for naturforvaltning 1990a). Det er likevel lokaliteter der det virker som om kalktilførslene har vært vel store. Mengder som har gitt god respons for pH er i flere innsjøer økt ved senere kalkinger. En kalking som ikke øker pH i tilstrekkelig grad kan godtas som et første skritt i en fullkalking der det er vanskelig å beregne mengder, men er isolert sett en sløsing. Et problem ved vurderingene har vært manglende datoangivelse for kalkinger og pH-prøvetakinger.

For Romeriksåsene er oppholdstiden i tjern og innsjøer tatt med (Wilberg 1989), og dette gir nyttig informasjon. Men det kan også avsløre eksempler der oppholdstiden er så kort at effekten av en innsjøkalking vil være av kort varighet, selv med kraftig dosering. Innsjøkalking der oppholdstiden er kortere enn 0.3 år anbefales ikke av Lier-Hansen og Mykkeltvedt (1986).

Bernes (1991) påpeker at alkaliniteten ikke bør bli for høy, og advarer dermed mot overdosering av kalk.

Dosering ved innsjøkalking går bedre etterhvert som det samles mer erfaring. Men en samlet oversikt over kalkinger savnes. Informasjon om vannkjemi, hydrologiske forhold m.m. for de enkelte vassdrag bør samles på en database med sikte på mer oversiktlighet og lettere tilgjengelighet for videre planlegging og oppfølging av kalkingsaktiviteter. Kalkinger av elver, bekker og terreng bør holdes atskilt. Pedersen et al. (1992) lister opp kalkinger i samtlige kommuner i Akershus i Vedlegg 2, men datoangivelser og endel pH-registreringer mangler.

Et problem ved pH-målinger er at de ofte ikke fanger opp de sureste periodene, som er mest kritiske for levende organismer. Måling av pH i laboratorium kan også ha sine feilkilder dersom grunnvann er kommet i kontakt med luft. Partialtrykket av karbondioksyd kan endres og jernforbindelser kan oksyderes (Johansson et al. 1988).

BIOLOGISKE VIRKNINGER

På grunnlag av foreliggende data kan den biologiske responsen på kalking i innsjøer gjennomgående karakteriseres som positiv. Dette gjelder også i Akershus. Når det gjelder naturlig rekruttering av ørret, er de ønskede resultater neppe nådd. Wilberg (1989) hevder at den naturlige rekrutteringen hos ørret er meget lav på Romeriksåsene fordi vannkvaliteten er for dårlig grunnet forsuring, og at kalkingstiltakene foreløpig ikke er i stand til å sikre rekruttering i bekker og elver.

Det hevdes at ingen negative biologiske virkninger av kalking er observert (Lessmark & Thörnelöf 1986). Intet økosystem er dog tilbakeført til samme tilstand som før forsuring, ifølge Weatherly (1988) i en gjennomgang av foreliggende litteratur om biologiske konsekvenser ved kalking.

Resultatene fra ulike kalkingstiltak er ikke ensartede. Det er naturlig når det dreier seg om innsjøer med bl.a. ulike arealer, oppholdstider, geologiske forhold i nedbørfeltene, artssammensetning på ulike trofiske nivåer, og også med ulike forsuringssituasjoner før kalking. Appelberg et al. (1990) refererer til økt biomasse på alle trofiske nivåer etter kalkingen av Stora Harsjon i Sverige, mens Raddum et al. (1986) ikke kunne påvise signifikant økning av biomasse og produksjon av planteplankton i Hovvatn i Aust-Agder. Brettum & Hindar (1985) refererer til varierende effekter fra ulike målinger foretatt i regi av Kalkingsprosjektet. Barlaup et al. (1989) påviste bedre ørretvekst etter omkalking av Hovvatn, mens kalking også kan føre til mindre gjennomsnittsvekt som følge av bedre rekrutteringsmuligheter (Nyberg et al. 1986).

Kalking vil motvirke fysiologisk stress hos fisk, og vil kunne frigjøre mer av næringsopptaket til vekst. Økt aktivitet hos ørret etter kalking er påvist (Hultberg & Andersson 1982, Barlaup et al. 1989). Om dette er gunstig for veksten, avhenger av om energiopptaket øker mer enn det ekstra forbruket ved aktiviteten. Fisketetthet, konkurranse mellom arter og nærings-

tilgang spiller inn her.

Organismene i vann har livssyklus fra noen dager til flere år, og det tar tid å oppnå stabilitet etter en kalking. Hvor lang tid vil bl.a. avhenge av hvor store endringer i økosystemet forsureningen har ført til og hvor raskt gjenforsuringen gjør seg gjeldende. Appelberg & Degerman (1991) påpeker problemet med å skille kortvarige virkninger av en svakere forsurening fra naturlig variasjon. Schindler (1988) har av samme grunn påpekt behovet for langtidsstudier av forsureningsskader. Også Weatherly (1988) påpeker behovet for økt kunnskap om økosystemets langsiktige funksjon og stabilitet for å kunne forutsi utviklingen etter en kalking.

Henrikson (1988) konkluderer etter bunndyrstudier i Gårdsjon i Sverige at kalking, for å bli biologisk vellykket, må utføres slik at det hindrer tilførsler av surt og aluminiumsholdig smeltevann til innsjøene, spesielt i littoralsonene. Også i vassdrag med normalt gode vannkjemiske forhold kan tilførsler av surt smeltevann være et stort problem (Jacks et al. 1986 og Hasselrot et al. 1987).

Enkelte tilfeller på Romerikssjøene, hvor det er påvist større bunndyrmengder og diversitet enn i nærliggende lokaliteter, er vurdert å skyldes større tilførsler av kalk enn behovet tilsier (Brittain & Økland 1990).

Bunndyr kan gi opplysninger om forsureningsskader (Økland & Økland 1980, Brittain & Saltveit 1984, Engblom & Lindell 1984 og Raddum et al. 1988). Det finnes et helt spekter av ulike arter som hver har sin tålegrense når det gjelder surhet. Planter og dyr er tilstede til enhver tid slik at korte og sure episoder også kan registreres. Brittain (1988) påpeker at fysisk/kjemisk overvåking bare i begrenset grad kan angi forurensningsvirkninger, og i liten grad vil gi direkte informasjon om virkninger på de biologiske forholdene. Dette kan best beskrives gjennom biologisk overvåking. De fleste biologiske prøvene kan langtidslagres og dermed bearbeides videre

i fremtiden. Lagret biologisk materiale kan dessuten komme til nytte i overvåking selv om materialet opprinnelig var tiltenkt et annet formål.

KULTIVERING

At kultivering ses i nær sammenheng med kalking fremgår av at fiskeutsetninger er tatt med i kalkstatusrapporten (Pedersen et al. 1992) og at Direktoratet for naturforvaltning opprettet et eget utvalg for å vurdere kultiveringssspørsmål i forbindelse med forsuring og kalking (Direktoratet for naturforvaltning 1991). Det overordnede mål er å oppnå en naturlig reproduksjon hos fisk og å begrense utsetninger til det absolutt nødvendige (Direktoratet for naturforvaltning 1990b, 1991). Dette må tillegges betydelig vekt.

Omfanget av utsettingen i Akershus synes meget stort. Anslåtte behov for settefisk av ørret i sure og kalkede lokaliteter i 1995 utført av de berørte fylkenes miljøvernavdelinger viser at Akershus ligger foran de øvrige fylkene. I forhold til forsuret areal er behovstallene for Akershus langt høyere enn de fra Agderfylkene (Direktoratet for naturforvaltning 1991).

Det har vært en sterk interesse for fiskeutsetninger i Akershus. Romeriksåsenes Fiskeadministrasjon har overført mye vill ørret fra Rogaland. Dette ble nektet av veterinærmyndighetene i 1989 av frykt for smittespredning. Dette gjorde situasjonen vanskelig, og at forholdsreglene neppe ble akseptert ser en av karakteristikken "...noe overilet av myndighetene å gå til så drastiske skritt..." (Wilberg 1989). Men innstillingen fra utvalget om kultivering i forbindelse med forsuring og kalking (Direktoratet for naturforvaltning 1991) advarer mot flytting av fisk fra et vassdrag til et annet. Utvalget legger også vekt på økologisk tilpassede stammer, så vidt mulig fra samme vassdrag for å få til naturlig reproduksjon hos fisk etter utsetting (Direktoratet for naturforvaltning 1991).

I lokaliteter med svake, men selvproduserende fiskestammer bør

kalking og andre biotopforbedrende tiltak vurderes framfor å sette ut mer fisk av samme art, for ikke å risikere å forstyrre den genetiske variasjonen i stedeagne stammer (Direktoratet for naturforvaltning 1991). Egenrekruttering hos ørret anses å være langt å foretrekke, og bør være et mål for kalkingsaktiviteter der dette er realistisk.

Bekkerøye er det satt ut en del av i Akershus, endog i kalkede innsjøer. Utvalget legger vekt på at bekkerøye ikke hører naturlig hjemme i Norge, og at utsettinger av arten derfor bør begrenses, og at den aldri settes ut i sammenheng med kalking. Bekkerøye satt ut i Norge har ofte begrenset genetisk variasjon etter å være holdt mange generasjoner i kultiveringsanlegg uten innkryssing av villfisk (Direktoratet for naturforvaltning 1991).

Oppfølgingen av innstillingen fra direktoratets side bør danne grunnlaget for fremtidig kultiveringspraksis også i Akershus.

KALKINGSSTRATEGI

Kalkingsstrategi er kombinasjonen av kalktyper, kalkingsteknikker og kalkmengder som tilsammen skal sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for fisk til å nå de målene som er satt.

For å bøte på den manglende rekrutteringen hos ørret på Rome-riksåsene antyder Wilberg (1989) en bedre kalkingsstrategi: "...tiltak som sikrer vannkvaliteten i bekker og elver hele året".

Innsjøer med en viss oppholdstid synes å være de enkleste å kalke med ønsket resultat. Tilløpselver og -bekker er et større problem, likedan innsjøer hvor vannet strømmer raskt igjennom, og hvor virkningen etter en vanlig innsjøkalking raskt avtar. Kalking av tilløpsbekker og terrengkalking kan da være alternativer. Tilløpsbekker og -elver kan kalkes med kalkbrønner eller doseringsanlegg, ved bruk av grovkalk som skjellsand eller korallgrus. En ovenforliggende innsjø kan kalkes der forholdene

ligger til rette. Valg av metode vil variere fra lokalitet til lokalitet. Grovkalk på elvebunnen egner seg godt i bekker med bredt tverrprofil og lavt vannspeil. I noen tilfeller vil kombinasjoner av flere metoder være aktuelle.

Vi har lite erfaring med terrengkalking i Norge, men resultatene er lovende (Direktoratet for naturforvaltning 1990a). Svenske erfaringer viser at kalking på utstrømningsområder gir rask og god virkning, mens kalking av tørr morenejord samt åker og eng gir liten direkte effekt (Lessmark 1987). Utstrømningsområdene finnes nede i dalsenkninger hvor grunnvann strømmer ut og danner myrområder. Det er viktig at en så stor del som mulig av vannet fra utstrømningsområdet kommer i kontakt med kalken (Lessmark 1987). Denne andelen og pH i flomperioder avgjør doseringen ved slik våtmarkskalking. Lessmark (1987) anser slik kalking som mer økologisk riktig enn bruk av doseringsanlegg ved at det hindrer uheldige metalltilførsler til innsjøene, og påpeker fordelene med at det ikke behøves fast tilsyn samt at effekten er relativt uavhengig av vannføringen. Hultberg & Nyström (1988) påpeker at en strategi med kalking av en ovenforliggende innsjø eller våtmark er å foretrekke for å unngå sure episoder og aluminiumsskader. Negativ effekt på fisk er registrert umiddelbart nedstrøms kalkdoserere (Lessmark et al. 1986). Men Degerman et al. (1990) understreker at kalkdoserere, vel skjøttet og rett plassert, bør spille en viktig rolle i kalking av rennende vann.

Våtmarkskalking vil påvirke plantelivet, og det må utvises forsiktighet slik at ikke verneverdige botaniske forekomster skades.

Basert på en vurdering av mange svenske kalkingstiltak konkluderer Degerman et al. (1990) med at det generelt ikke er forskjell mellom innsjøkalking, doseringskalking i elv/bekk og våtmarkskalking i vannkjemi eller respons hos fiskebestandene. Kalkingsprosjekter som ble vurdert som de beste var gjerne de eldste, de mest velskjøttede og ofte der flere metoder var kombinert. Innsjøkalking uten suppleringer anbefales for ørret

bare i tilfeller hvor innsjøarealet er over en tidel av hele nedbørfeltet og hvor avstanden til oppstrøms innsjø eller tjern er under 6 km (Degerman et al. 1990).

Kalkbehov (angitt i tabellen på side 10) er et relativt begrep siden det bl.a. avhenger av om det er første gangs kalking eller omkalking, hvor ofte det kalkes, konsentrasjon og oppløselighet av kalken samt om det dreier seg om kalking av innsjø, elv eller terreng. Det kommer inn en god del vurderinger ved beregning av kalkbehov. Derfor bør ikke kalkbehov presenteres som høye, eksakte tall uten supplerende forklaring.

Det er naturlig at kalkingsbehovet viser stor variasjon, men det er viktig å angi at målsettingen kan være forskjellig i de ulike kommunene. Behov kan vanskeig skilles fra en nærmere definert målsetting. Og en definert målsetting gjør det betydelig enklere å etterprøve et oppgitt behov, både på lokalt hold og fra sentrale forvaltningsmyndigheter.

Hverken våtmarkskalking eller bruk av grovkalk i tilløpene til innsjøer vil representere noe nytt i Akershus idet enkelte tiltak allerede er satt i gang. Men sett under ett bør det legges mer vekt på å få til brukbare gyteforhold for ørret framfor å måtte supplere med svært mye settefisk.

SAMFUNNSØKONOMISK LØNNSOMHET

Denne kan vurderes ved nytte-kostnadsanalyser av tiltakene, hvor en veier de samfunnsmessige kostnader av kalking og utsetting av fisk opp mot de samfunnsmessige nyttevirkinger av nyetablerte eller økte fiskebestander (Navrud 1990). I en slik analyse vil kostnadssiden være den enkleste å verdsette. Hovedproblemet vil her være å verdisette dugnadsinnsatsen.

Den samfunnsøkonomiske nytten av fiskebestandene i vassdragene i Akershus vil kunne bestå av (modifisert etter Navrud 1990):

1. Rekreasjonsverdien av fritidsfiske
2. Verdien av matfiske/næringsfiske
3. Opsjonsverdien: muligheten til å kunne fiske i framtida
4. Eksistens-/bevaringsverdien, at bestandene er der og bevares for våre etterkommere
5. Ringvirkninger ved verdiskapning, bl.a. innen turisme

En studie av kalkingsprosjektet i Audna i Vest-Agder konkluderte med at det er samfunnsøkonomisk lønnsomt å kalke (Navrud 1990). Økningen i salget av fiskekort de senere år (Pedersen et al. 1992) tilsier at det er grunn til å regne med at bare rekreasjonsverdien av fritidsfiske i Akershus overgår kostnadene hittil. Aktiviteten sett under ett bør vurderes som samfunnsøkonomisk lønnsom.

En undersøkelse basert på landsomfattende intervjuer konkluderte med at det høyst sannsynlig vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å totalkalke hele det forsurede areal i Norge (Navrud 1989).

Det er ingen tvil om at verdisetting av miljøgoder er preget av usikkerhet. Men å la være å estimere verdiene av dem innebærer også en risiko for at disse ikke blir lagt nok vekt på i beslutningsprosesser. Under internasjonale forhandlinger vil økonomiske argumenter kunne ha større gjennomslagskraft satt opp mot f. eks. konkrete rensekostnader enn naturvitenskapelige data (Navrud 1990).

Kostnadssiden av kalkingstiltak må vies oppmerksomhet, og det bør satses på å få til en optimal utnyttelse av tilgjengelige midler. Det anbefales å vurdere simuleringer for økonomisk optimalisering av innsjøkalking. Enge (1992) viser at Kalkingshåndboka (Direktoratet for naturforvaltning 1990a) angir 3.22 ganger mer kalk enn beregner ved hjelp av simuleringer for maskinelle prosjekter i Rogaland.

LITTERATUR

- Appelberg, M & Degerman, E. 1991. Development and stability of fish assemblages after lime treatment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 546-554.
- Appelberg, M., Ekström, C. & Hörnström, E. 1990. Stora Härsjön- ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1990 (1), 20 s.
- Barlaup, B.T., Åtland, Å. & Raddum, G.G. 1989. Improved growth in stunted brown trout (Salmo trutta L.) after reliming of lake Hovvatn, Southern Norway. Water, Air, and Soil Pollution 47: 139-151.
- Bernes, C. (red.) 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Statens naturvårdsverk, Monitor 12. 144 s.
- Brettum, P. & Hindar, A. 1985. Effekter av kalking på det biologiske system. I: Baalsrud, K. (red.): Kalking av surt vann - sluttrapport 1985. Kalkingsprosjektet. s. 79-108.
- Brittain, J.E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåkning med vekt på organisk forurensning i rennende vann. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 108, 70 s.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking. Vann 1-1984: 116-122.
- Brittain, J.E. & Økland, B. 1990. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 124, 22 s.
- Degerman, E., Sjölander, E., Johlander, A., Sjöstrand, P., Höglind, K., Thorsson, L. & Carlstrand, H. 1990. Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1990

(4): 27-214.

Direktoratet for naturforvaltning. 1990a. Håndbok i kalking av surt vann. 2. utg. 52 s.

Direktoratet for naturforvaltning. 1990b. Handlingsprogram for kalking av surt vann 1991-1994. DN-rapport 3-1990. 28 s.

Direktoratet for naturforvaltning. 1991. Kultivering i forbindelse med forsuring og kalking. Innstilling fra utvalg. DN-notat 5-1991. 47 s. + vedlegg.

Enerud, J. 1992. Resultater av fiskeribiologiske undersøkelser i Ramstadsjøen, Rælingen kommune 1989-90. Fylkesrådmannen i Akershus, Miljøvernavdelingen, rapport 1-92. 12 s.

Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 60-68.

Enge, E. 1992. Økonomisk optimalisering av innsjøkalking ved hjelp av simuleringer. I: Direktoratet for naturforvaltning: Vassdragskalking - strategi og effekter - Referat fra FoU-seminar i 1992. DN-notat 1992-5: 63-66.

Hasselrot, B., Andersson, I.B., Alenäs, I. & Hultberg, H. 1987. Response of limed lakes to episodic acid events in southwestern Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 32: 341-362.

Henriksen, A. 1992. Er kalking kommet for å bli? I: Direktoratet for naturforvaltning: Vassdragskalking - strategi og effekter - Referat fra FoU-seminar i 1992. DN-notat 1992-5: 95-98.

Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B.O., Traaen, T.S. & Sevaldrud, I. 1989. Lake acidification in Norway: present and predicted fish status. Ambio 18: 314-321.

- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I. & Brakke, D.F. 1988. Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. Ambio 17: 259-266.
- Henrikson, L. 1988. Effects on water quality and benthos of acid water inflow into the limed lake Gårdsjön. In: Liming of Lake Gårdsjön - an acidified lake in SW Sweden. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3426: 309-327.
- Hindar, A. & Rosseland, B.O. 1988. Liming acidic waters in Norway: National policy and research and development. Water, Air, and Soil Pollution 41: 17-24.
- Hultberg, H. & Andersson, I.B. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. Water, Air, and Soil Pollution 18: 311-331.
- Hultberg, H. & Nyström, U. 1988. The role of hydrology in treatment duration and reacidification in the limed lake Gårdsjön. In: Liming of Lake Gårdsjön - an acidified lake in SW Sweden. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3426: 95-134.
- Jacks, G., Olofsson, E. & Werme, G. 1986. An acid surge in a well-buffered stream. Ambio 15: 282-285.
- Johansson, S., Eriksson, E. & Wolf, A. 1988. Lake Gårdsjön - the chemistry of the groundwater in an acidified forested catchment area 1979-1986. In: Liming of Lake Gårdsjön - an acidified lake in SW Sweden. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3426: 309-327.
- Krog, O.J. 1988. Vassdragskalking - oversikt over kalksøknader, tildelte midler og kalkingsobjekter periden 1983-1988 i Oslo og Akershus. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvern avdelingen. 25 s.

- Lessmark, O. 1987. Markkalkning som metod för att motverka försurning av sjöar och vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1987 (9), 38 s.
- Lessmark, O., Degerman, E., Johlander, A. & Sjölander, E. 1986. Effekter av kalkning på fisk omedelbart nedströms doserare. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1986 (5), 31 s.
- Lessmark, O. & Thörnelöf, E. 1986. Liming in Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 31: 809-816.
- Lier-Hansen, S. & Mykkeltvedt, K. 1986. Fra surt vann til gode fiskevann. Landbruksforlaget. Oslo. 112 s.
- Matzow, D., Hindar, A., Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1985. Planlegging av et kalkingstiltak. I: Baalsrud, K. (red.): Kalking av surt vann - sluttrapport 1985. kalkingsprosjektet. s. 129-135.
- Navrud, S. 1989. Kost-nytte-vurderinger ved kalkingsvirksomhet i vann og vassdrag. I: Direktoratet for naturforvaltning: Kalking i vann og vassdrag. Referat fra fagmøte i Drammen 26.-27. april 1989. DN-notat 4-1989: 71-72.
- Navrud, S. 1990. Nytte-kostnadsanalyse av kalkingstiltak i Audna. DN-notat 5-1990. s.
- Nyberg, P., Appelberg, M. & Degerman, E. 1986. Effects on liming on crayfish and fish in Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 31: 669-687.
- Overrein, L., Seip, H.M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation-effects on forest and fish, SNSF-project, FR 19/80. 175 s.
- Pedersen, H.B., Oppegård, B. & Wilberg, J.H. 1990. Aksjon 88 - Forsuringssituasjonen i Akershus. Akershus Jeger- og Fisker-

- forbund og Fylkesmannen i Oslo og Akershus. 84 s. + vedlegg.
- Pedersen, H.B., Wilberg, J.H. & Oppegård, B. 1991. Prøvefiske i Nes 1990. Akershus Jeger- og Fiskerforbund og Fylkesmannen i Oslo og Akershus. 37 s. + vedlegg.
- Pedersen, H.B., Wilberg, J.H. & Oppegård, B. 1992. Kalkstatus for Akershus og Oslo fram til 1991. Akershus Jeger- og Fiskerforbund og Miljøvernnavdelingen i Akershus. 72 s.
- Raddum, G.G., Brettum, P., Matzow, D., Nilssen, J.P., Skov, A., Sveælv, T. & Wright, R.F. 1986. Liming the acid lake Hovvatn, Norway: A whole-ecosystem study. Water, Air, and Soil Pollution 31: 721-763.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Hesthagen, T. 1988. Monitoring of the acidification by the use of aquatic organisms. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 2291-2297.
- Schindler, D.W. 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. Science 239: 149-157.
- Sevaldrud, I. H., Muniz, I.P. & Kalvenes, S. 1980. Loss of fish populations in Southern Norway. Dynamics and magnitude of the problem. In: Drabløs, D & Tolland, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway 1980. SNSF project. pp. 350-351.
- Statens forurensningstilsyn. 1988. 1000 sjøers fiskestatus. Rapport 313/88. 35 s. + vedlegg.
- Statens forurensningstilsyn. 1991. Ovevåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Rapport 437/91. 306 s.
- Weatherly, N.S. 1988. Liming to mitigate acidification in freshwater ecosystems: a review of the biological consequences. Water, Air, and Soil Pollution 39: 421-437.

- Wilberg, J.H. 1989. Virksomheten i perioden 1982 til 1989. Fiskebestandene i de enkelte vannene. Resultater fra prøvefisket 1988. Romeriksåsenes Fiskeadministrasjon. 306 s.
- Wright, R.F., Rosseland, B.O. & Raddum, G.G. 1985. Forsurings-situasjonen. I: Baalsrud, K. (red.): Kalking av surt vann - sluttrapport 1985. Kalkingsprosjektet. s. 13-22.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1980. pH levels and food organisms for fish: Studies of 1000 lakes in Norway. In: Drabløs, D. & Tolland, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway 1980. SNSF project. pp. 326-327.
- Ørjasæter, H. 1992. Vannkjemidata fra Aurskog-Høland, Nes og Eidskog kommuner - samt en kort beskrivelse av forsuringen av ferskvann og dens innvirkning på plante- og dyrelivet og endringer i vannkjemi, plante- og dyreliv som følge av kalking. Aurskog-Høland Fiskeadministrasjon Rapport nr. 3. 73 s.