

Fylkesmannen i Oslo og Akershus Miljøvern avdelingen

Rapport nr. 1 - 2003

Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus En sammenligning med referanselokaliteter 2002





Fylkesmannen i Oslo og Akershus
MILJØVERNAVDELINGEN

Rapport nr.:

01/2003

Dato:

05.06.2003

Tittel: *Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus. En sammenligning med referanselokaliteter 2002.*

Forfattere: Jens Petter Nilssen¹
Svein Birger Wærvågen²

¹AbelSenteret for matematikk og naturvitenskap, Avd. for naturvitenskap, 4980 Gjerstad

²Høgskolen i Hedmark, Avd. for landbruks- og naturfag, Blæstad, 2322 Ridabu

Prosjektansvarlig:

Terje M. Wivestad. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen.

Ekstrakt: Undersøkelsen av 32 innsjøer i Oslo og Akershus i 2002 ble foretatt i kommunene Oslo, Asker, Nesodden, Eidsvoll, Nannestad og Aurskog-Høland, som har områder med middels og kraftig forsurede, samt upåvirkede ferskvann. Spesielt innsjøer beliggende på granittiske bergarter er forsurede og ofte kalket, mens innsjøer i Asker og Nesodden er lite til ikke påvirket. De fleste innsjøene har kraftig farge på grunn av høyt organisk innhold i vannmassene. Tolv av lokalitetene er kalket, mens de resterende 20 er referanseinnsjøer.

De undersøkte innsjøene er kategorisert i 4 klasser fra kronisk sure til upåvirket av forsurede, samt predasjonsintensitet fra fisk. I såkalte C- og B-innsjøer blir det observert naturlig "recovery" i dette området; disse innsjøene har forsurede arter til stede. Der hvor slike arter ikke finnes, skyldes det betydelig fiskepredasjon fra abbor og karpefisk. En del innsjøer har betydelig predasjonstrykk fra pelagisk fisk.

Siden mange innsjøer i undersøkelsesområdet i Oslo og Akershus ikke var kronisk forsurede i mange tiår som i Telemark og Agder, er prognosen etter kalking god for å få tilbake dyreplanktonsamfunnet slik det var før forsuring. Majoriteten av de undersøkte innsjøene i dette studiet hadde etter kalking de fleste forsurede dyreplanktonarter i de fri vannmassene. Sterk fiskepredasjon fra abbor og karpefisk påvirket negativt utbredelse og tetthet til storvokste arter innen den viktige karakterslekten *Daphnia* i undersøkelsesområdet. Økende overtetthet av spesielt abbor og karpefisk, som observeres i flere kalkede og naturlig restaurerte innsjøer, er blant noen av de viktigste utfordringene i den fortsatte kalkingsaktiviteten, eller forvaltning av lokaliteter etter naturlig restaurering.

Emneord: Kalking, biologiske indikatorer, recovery, overtetthet, fiskeforvaltning

ISBN - nr: 82-7473-060-7. ISSN - nr: 0802-0582.

Forside: Feltutstyr og prøveflasker – foto: T. Wivestad

FORORD

Deler av innsjøene og vassdragene i Oslo og Akershus er skadet av sur nedbør. Skadene fortøner seg i første rekke som tap av vannlevende organismer som fisk og bunndyr. For å motvirke skadene har det blitt gjennomført kalking i vassdragene siden 1970. I 2003 ble 267 innsjøer og 39 bekker kalket. Det ble spredt 1430 tonn kalk og det totale kalkingsbudsjettet var på 2,6 millioner. Staten og Akershus fylkeskommune finansierer kalkingen.

Effekten av kalkingen har for det meste vært evaluert gjennom kjemiske vannprøver og prøvefiske. Disse prøvene viser at avsyringen av innsjøene og bekkene virker og i de fleste lokaliteter har det lyktes i å reetablere fiskebestander. Effekter på evertebratfaunaene har imidlertid i liten grad blitt studert.

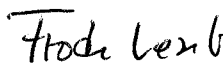
Denne rapporten omhandler en undersøkelse av dyreplanktonsamfunnene i 32 innsjøer i Oslo og Akershus i 2002. 12 av lokalitetene er kalkete. For å se på hvordan innsjøer har innhentet seg "naturlig" er det også gjort undersøkelser i 20 referanseinnsjøer. Undersøkelsene er planlagt over en 3-årsperiode frem tom 2004 for å kunne dekke de viktigste innsatsområdene for kalkingen.

Rapporten er skrevet av Jens Petter Nilssen ved AbelSentret i Gjørstad og av Svein Birger Wærvågen ved Høyskolen i Hedmark. Konklusjonene og tilrådingene i rapporten står for forfattererens regning.

Undersøkelsene er finansiert av midler fra Direktoratet for naturforvaltning.

Oslo 31. oktober 2003-11-03


Erik Arnkværn
fung. Fylkesmiljøvernssjef


Frode Løset
Seksjonssjef

INNHOLDSFORTEGNELSE	s. 1
SAMMENDRAG	s. 2
1. INNLEDNING	s. 6
2. UNDERSØKELSESONMRÅDET	s. 8
3. MATERIALE OG METODER	s. 11
3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER	s. 11
3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER	s. 11
3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE - VALG AV INDIKATORSYSTEM	s. 11
3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG «RECOVERY»	s. 12
3.4.1. TAKSONOMISKE NOTATER OM ZOOPLANKTON	s. 17
4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2002	s. 18
4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER	s. 18
4.2. BIOLOGI – ZOOPLANKTON OG PREDASJONSFORHOLD	s. 21
5. FORSURNING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I OSLO OG AKERSHUS	s. 27
5.1 FORSURNING OG KALKING I OSLO OG AKERSHUS	s. 27
5.1.1. RESTAURERING ER ØKOLOGISKE INNGREP	s. 27
5.1.2. KALKING OG KJEMISKE FORHOLD	s. 28
5.1.3. KALKING OG BIOLOGI – BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING	s. 31
5.1.4. REETABLERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER GJENNOM NATURLIGE PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEGG I SEDIMENTET	s. 34
5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS	s. 34
5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR	s. 34
5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER	s. 35
6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER	s. 36
7. LITTERATURHENVISNINGER	s. 37
VEDLEGG 1. LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS 2002	s. 44
VEDLEGG 2: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK	s. 46

SAMMENDRAG

Rapporten refereres slik:

Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2003. *Analyse av kalkede innsjøer i Oslo og Akershus. En sammenligning med referanselokalteter 2002*. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/2003. 47 s. ISBN: 82-7473-060-7. ISSN: 0802-0582.

Direktoratet for naturforvaltning har uttrykt at målet for kalkingsvirksomheten i Norge er å bevare det biologiske mangfoldet (BM), samt muliggjøre bærekraftig bruk av naturressursene. Bevaring av biologisk mangfold og tilrettelegging for bærekraftig utnyttelse av kalkede, tidligere forsurede vann kan gå hand i hand, men behøver ikke alltid være forenlig. Hvis vi skal stadfeste om delmålene i kalkingsvirksomheten er oppfylt, må følgende forhold avklares:

- *hva er «opprinnelig» vannkvalitet?*
- *hvilken vannkvalitet ønskes oppnådd ved kalking?*
- *hva er opprinnelig biologisk samfunn i økosystemene?*
- *hva er forventet naturtilstand?*
- *hva betyr i praksis «bærekraftig bruk»?*
- *hva slags økosystemstruktur er nødvendig for å oppnå «bærekraftig bruk»?*

Detaljene i alle forholdene over er ikke avklart ved grunnforskning. I dette studiet benyttes begrepet biologisk «recovery» om restaurering av organismesamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Imidlertid fortjener begrepet biologisk «recovery» en betydelig dypere faglig diskusjon enn i denne rapporten, men var ikke målet her. Viktige spørsmål er:

- *kan økosystemer i det hele tatt restaureres?*
- *kan «recovery» måles?*
- *hvordan avgjøres tidspunkt for «recovery»?*
- *hvilke standarder skal anvendes for å foreta slike faglige avgjørelser?*

Undersøkelsene som er utført i fylkene Hedmark, Oppland, Oslo og Akershus, Vestfold, Telemark og Aust-Agder fra 1996 til 2002, har vist at økosystemene som etablerer seg i kalkede innsjøer utvikler en heterogen, og ofte uforutsigbar, artssammensetning, avhengig av en rekke abiotiske og biotiske faktorer. Noen av de viktigste er:

- *økosystemenes struktur før kalking*
- *når og hvorledes innsjøene ble kalket*
- *tidsperioden med kronisk lav pH (under 4.7- 4.8)/høy Al (> 0.15 mg/l RAi, samt høy LAI)*
- *mengde av organiske stoffer i biotopene, og oksygeninnhold i dypvannet*
- *størrelse av restpopulasjoner og deres utbredelse i og i forhold til lokaliteten*
- *spredningsevne og konkurransevne til nyankomne arter*
- *interne biologiske faktorer i lokalitetene.*

Likevel er det mulighet til å forutse utviklingen etter kalking ved å inndele innsjøene etter kjemiske-biologiske kjennetegn. Innsjøene i årets undersøkelse, er som de tidligere år, delt inn i ulike kategorier: A, B, C, D og E, hvor utgangskategorien før kalking (A til D) er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking (E).

De ulike innsjøene er i denne undersøkelsen delt inn i flere kategorier avhengig av forholdet til forsuring, kalking og type fiskesamfunn/fiskepredasjon. Kategorien A er de kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4.7-4.8, som det er relativt få naturlige tilbake av i Oslo og Akershus, sammenlignet med fylker som Telemark og Agder. B betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5.0, og som ikke er sjeldne i deler av fylket utsatt for sur nedbør. C betegner innsjøer som er restaurert gjennom naturlige prosesser, men det er ofte vanskelig å identifisere slike innsjøer på grunn av intensiv kalking i fylkets forsurede områder. D er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsuring, som i mange lavereliggende deler av fylket. De kalkede innsjøer har kategori E, med undertypene E2 (bare ørret) og E1 (høy predasjon). Kategorien E kan før kalking ha vært enten A, B eller C. Viktige biotiske kjennetegn for de ulike typer innsjøer, er vist under:

- **A** betegner de kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4.7-4.8. Disse lokalitetene er som oftest fisketomme og dominert av invertebrate predatorer, som kan forsinke «recovery-prosessen».
- **B** betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5.0. En del av disse innsjøer med høyest pH har fortsatt intakte populasjoner av ørret og abbor, selv om artene i perioder har problemer med gyting og klekking av egg. Undertypene er B2 (kun ørret) og B1 (høy predasjon).
- **C** betegner innsjøer restaurert gjennom naturlige prosesser, med pH mellom 5.2 og 6.0 i den kritiske fasen før 1990. Undertypene er C2 (kun ørret) og C1 (høy predasjon).
- **D** er innsjøer med høyt bikarbonatinnhold, som aldri var sterkt negativt påvirket av forsuring, med undertypene D2 (kun ørret) og D1 (høy predasjon).
- **E** betegner kalkede innsjøer, med undertypene E2 (kun ørret) og E1 (høy predasjon). Kategorien E kan før kalking ha vært enten av typene A eller B – sjeldnere C og unntaksvis D.

Utgangskategorien er viktig for utvikling av organismsamfunnet etter kalking. Innsjøer som har hatt pH i nærheten av 4.5 i ca 30 år reagerer vesentlig forskjellig etter kalking sammenlignet med innsjøer som har hatt pH 4.5 i 5-10 år. Lokaliteter som i lang tid har vært utsatt for meget lav pH, får et annet forløp under «recovery»-prosessen enn de som har vært utsatt for lav pH i kort tid. Dess lengre innsjøene har vært utsatt for lav pH, dess mer uforutsigbar synes deres «recovery»-utvikling å være.

I år 2002 foregikk undersøkelsene i 32 innsjøer i Oslo og Akershus fylker. I Oslo ble 9 lokaliteter i Østmarka studert. I Akershus foregikk prøvetakingen i kommunene Asker, Nesodden, Nannestad, Eidsvoll og Aurskog-Høland. I alle lokalitetene er det lagt vekt på å velge innsjøer med ulik predasjonstrykk fra fisk og representanter for alle kategoriene over. Av de 32 innsjøene, var 12 blitt kalket, mens de resterende var referanseinnsjøer. Det er avgjørende at antall referanseinnsjøer er høyt, fordi det derved oppnås informasjon om naturlig restaurering av innsjøer i dette området.

Målet med undersøkelsen, som tidligere har foregått fra Hedmark og Oppland til og med Aust-Agder, er å studere artssammensetning av zooplankton i kalkede-, naturlig forsurede- og referansevann, og utvikle zooplanktonsamfunnet som modell for biologiske prosesser. Den praktiske delen av forskningen vil kunne hjelpe til med å forutsi resultatene av bestemte

kalkingsmanipuleringer i forsurede biotoper, og dermed bidra til mer nyanserte, spesifikke inngrep og bærekraftig forvaltning av slike biotoper.

Ved valg av innsjøer er det nødvendig å inkludere lokaliteter som før kalking dekket et bredt pH spekter. Mangel på lange historiske tidsserier i flere av innsjøene i 2002 gjorde dette vanskelig. Det er mer problematisk å trekke sikre konklusjoner om kjemisk og biologisk «recovery», uten samtidig å ha data fra et større antall referanselokaliteter. Innsjøenes forhistorie før kalking har, i dette arbeidet, delvis blitt identifisert ved analyse av zooplankton etter kalking. I tillegg er det avgjørende å hente ut data fra lokaliteter som ikke er påvirket av kalking, såkalte «referanse-innsjøer». Dette er gjort i Oslo og Akershus, og gjør det mulig å analysere de kalkede innsjøene i Oslo og Akershus økologisk. Kjemidata for kalkede og referanseinnsjøer var tilgjengelig rundt slutten av 1980-årene, noe som bedret muligheten for en sikrere tolkning av 2002 materialet fra Oslo og Akershus. Det bør imidlertid velges ut et større antall innsjøer av typene A og B, samt D2 og E2. De neste årene er det planlagt å undersøke et større antall slike innsjøer i Oslo og Akershus.

Oslo og Akershus har en kompleks og sammensatt geologi, detaljert undersøkt innenfor det såkalte Oslofeltet, som utgjør vestre del av regionen. Men den østre grunnfjellsdelen er betydelig dårligere studert. Mange av bergartene i området (bortsett fra sedimentære kambrosilur-felt) gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring i akvatiske systemer. Under den postglasiale marine grense, som er ca 210 meter over havet i Oslo og Akershus, er det avsatt marine kvartærgeologiske avleiringer, og forsøringsproblemene er minimale i slike felt.

Kalkfattige og næringsfattige vassdrag er svært vanlige og vidt utbredt i Skandinavia, mens dette er en truet og sjelden naturtype ellers i Europa. Norge har et internasjonalt ansvar for å ta vare på det biologiske mangfoldet i kalkfattige og naturlig sure områder, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten. En ideell referanselokalitet skal være representativ for det geografiske området, ikke påvirkes kunstig av mennesker, og kun være utsatt for naturlige svingninger i klima og vannkemi, inkludert antropogene effekter som surt nedfall og drivhuseffekt. Derfor er etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter avgjørende for overvåkning av norsk natur.

Studiene basert på data innsamlet i flere fylker fra 1999 til 2002, har vist at kanskje alle innsjøer av den såkalte C-kategorien, er i stand til å restaureres gjennom naturlige prosesser, som gjør kalking unødvendig for denne type lokaliteter. Disse hadde surhetsgrad som var nær opp til pH = 5.0 i den kritiske perioden fra 1960 til 1990. Også enkelte B-kategorier av innsjøer kan synes i ferd med å restaureres biologisk.

Det totale zooplanktonsamfunnet egner seg godt for å identifisere og studere miljøbestemte endringer, som forsuring og «recovery». Flere innsjøer i Oslo og Akershus er i ferd med å

restaureres via naturlige prosesser i nedslagsfelt og i innsjøene selv. Den forsuringfølsomme *D. longispina*-gruppen er etter alt å dømme i ferd med å etablere seg i flere sure ikke-kalkede innsjøer, mens arten sannsynligvis alltid har vært tilstede i de typiske C-vannene ved lav fiskepredasjon. Fordelingen av *D. longispina*-gruppen relatert til predasjons- og pH-klasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor og/eller mort (eller andre karpefisk) er årsaken til den lave populasjonen av denne karacterslekten i forsurede lokaliteter, som gjennomgår naturlig «recovery» og «recovery» gjennom kalking. Tilsvarende observasjoner er gjort for den følsomme hypolimnetiske arten *C. scutifer*, som synes i ferd med å etablere seg i flere tidligere sure innsjøer, der den tidligere fantes i svært små populasjoner. Den mer hardføre arten *M. leuckarti* er kommet lengre i og etableres i innsjøer under naturlig restaurering. De nye populasjonene av *D. longispina*-gruppen kommer sannsynligvis fra egg-bank i sedimentet, mens de cyclopoide copepodene sannsynligvis har meget små restpopulasjoner i de ulike innsjøene. Siden en relativt stor del av innsjøene i Oslo og Akershus ikke var kronisk forsurede i mange tiår, er prognosen i de fleste innsjøene etter kalking relativt god når det gjelder å få tilbake dyreplanktonsamfunnet som før forsuringen. De fleste av innsjøene i Oslo og Akershus har fortsatt de fleste dyreplanktonartene, og selve «recovery»-prosessen blir mer forutsigbar.

Overtetthet av fisk, spesielt abbor og karpefisk, er blitt et stort problem i mange kalkede lokaliteter i lavlandet. Ytterligere forskning rundt dette temaet vil kunne være til nytte for å beregne bærekraftige populasjonsstørrelser. Det er svært ressurskrevende å drive utfisking av abbor og mort, selv om det etter hvert foreligger metoder som bruk av store ruser og spesielle garnserier. I noen deler av landet med svært høy abborproduksjon, er flere lokale fiskeforeninger kommet til det punkt at det blir vanskelig å oppdrive folk til dugnad rundt dette. Større deler av kalkingsmidlene bør derfor omprioriteres og øremerkes til forskning og forvaltning av ferskvannsressurser. I flere av innsjøene i Oslo og Akershus vil betydelige populasjoner av gjedde virke som en naturlig «biomanipulator», som holder nede potensielle store populasjoner av abbor og mort.

Kalkingsvirksomheten har inntil nylig hovedsakelig befattet seg med spredning av kalk for å motvirke videre forsuring. Denne undersøkelsen av forsuringutsatte innsjøer i Oslo og Akershus har vist at dette er viktig, siden området fortsatt er sterkt påvirket av surt nedfall. Utsetting av fisk, økosysteminteraksjoner og forvaltningsstrategier av kalkede lokaliteter har vært gitt mindre oppmerksomhet. Tiden er kommet for å behandle disse forholdene med større faglig dybde og med det detaljeringsnivået som er nødvendig. I større grad bør kalkingsvirksomheten nå befatte seg med hele økosystemet. Forhold mellom biomasse av fisk og økologiske parametre som forsuring (pH) og næringssalt/klorofyll, viser at biomasse av fisk var positivt korrelert til næringssalt/klorofyll og negativt korrelert til pH. Hvis målet for «recovery» er høyest mulig fiskebiomasse av attraktiv matfisk, er det ikke klart om dette blir best oppnådd med kalking, gjødsling eller en kombinasjon av dette. Derfor bør det også kunne diskuteres om noen av innsjøene bør kunne gjødsles eller behandles med en kombinasjon av kalking og gjødsling.

1. INNLEDNING

Storstilt kalking av ferskvann har foregått i tilstrekkelig lang tid i en rekke ulike geografiske områder og biotoper til at vi kan identifisere både korttids- (1-5 år) og langtids effekter (over 15 år) av aktivitetene. Økosystemene som etablerer seg i kalkede biotoper – innsjøer, elver og bekker – utvikler imidlertid en meget heterogen, og ofte uforutsigbar, artssammensetning, avhengig av en rekke abiotiske og biotiske faktorer. Mange av disse er komplekse, lite kjent eller undersøkt (se Henrikson & Oscarson 1984, Keller & Yan 1998, Keller et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a). Etter kalking har økosystemene i en årrekke ustabile artsstrukturer avhengig av hvor lenge de har vært utsatt for sterkt forsurening (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a).

De viktigste faktorene er disse:

- *økosystemenes struktur før kalking*
- *når og hvorledes innsjøene ble kalket*
- *tidsperioden med kronisk lav pH (under 4.7-4.8)/høy Al (> 0.15 mg/l RAl, samt høy LAI)*
- *mengde av organiske stoffer i biotopene, og oksygeninnhold i dypvannet*
- *størrelse av restpopulasjoner og deres utbredelse i og i forhold til lokaliteten*
- *spredningsevne og konkurransevne til nyankomne arter*
- *interne biologiske faktorer i lokalitetene.*

Både forskere og forvaltere har i flere år understreket behovet for og etterlyst mer detaljerte og systematiske biologiske oppfølginger av kalkingsprosjektene, utover rene kjemiske analyser og enkle kvalitative prøver uten høy taksonomisk eller autøkologisk oppløsning. I tillegg utgjør tap av referanselokaliteter et stort og kontinuerlig problem ved analyser av prosesser rundt naturlig «recovery» og i kalkede lokaliteter. Som følge av blant annet denne etterlysningen satte AbelSenteret/Gjerstad i 1999 i gang et GUS¹-prosjekt: «Biologisk oppfølging av fylkesvise kalkingsprosjekter», som blir videreført til 2003, og i noen fylker til og med 2005.

I dette studiet benyttes begrepet biologisk «recovery» om restaurering av organismesamfunnet og økosystemet i retning av det opprinnelige. Begrepet biologisk «recovery» fortjener en betydelig dypere faglig diskusjon enn her, men er ikke målet i dette arbeidet. Viktigste spørsmål er (se Schindler et al. 1991):

- *kan økosystemer i det hele tatt restaureres?*
- *kan «recovery» måles?*
- *hvordan avgjøres tidspunkt for «recovery»?*
- *hvilke standarder skal anvendes for å foreta slike faglige avgjørelser?*

¹ **GUS-prosjekt** (Grunnforskning-Undervisning-Samfunn). Viktigste prosjektkategori ved stiftelsen AbelSenteret i Gjerstad. Betegnelse for grunnforskningsprosjekt med sterkt samfunnsengasjement, som baserer seg på konseptet om livslang læring ved videre- og etterutdanning av elever, lærere og voksne.

Det samlede forskningsprosjektet foregår i forsurede, naturlige referanse- og kalkede lokaliteter, i et geografisk område fra svenskegrensen til Rogaland. Målet er, basert på autøkologisk forskning i forsurede økosystemer, å utvikle kvalitative og kvantitative måleparametre innen zooplanktonsamfunnet for å beskrive økologiske hendelser og samfunnsutvikling etter kalking, eller ved restaurering gjennom naturlige prosesser (Keller & Yan 1998, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a).

I dette geografiske området finnes tilgjengelig en mengde publisert og upublisert materiale som resultat av tidligere undersøkelser i perioden fra 1920-tallet til denne dato. En vesentlig del av det viktige SNSF-Prosjektet (1972-1980)(Drabløs 1980, Tollan 1981) og Kalkingsprosjektet (1980-1985)(Baalsrud et al. 1985) foregikk her. Området er videre brukt til studier i regi av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Forskere tilknyttet AbelSenteret har foretatt undersøkelser i området siden tidlig på 1970-tallet. Mange av de biologiske prøvene, som fytoplankton og zooplankton, er fortsatt tatt vare på. Noen av prøvene er fra helt tilbake til 1930-40 årene, men majoriteten er samlet inn i 1970, 1980 og 1990-årene.

Formålet med undersøkelsene i 2002 var følgende:

- *kjemiske analyser av referanselokaliteter fra kronisk sure vann til pH = 7.0, og kalkede lokaliteter*
- *sammenligning av viktige kjemiske parametre i referansevann og kalkede vann*
- *analyse av zooplankton i referanse-lokaliteter fra kronisk sure vann til pH = 7.0, og sammenligning av zooplankton sammensetning mellom referansevann og kalkede vann*
- *undersøkelse av predasjonsnivå i referanselokaliteter og kalkede lokaliteter relatert til tilstedeværelse av ulike arter og tettheter av fisk og identifisere hvilke zooplanktonarter som egner seg som indikatororganismer*

Basert på resultatene av disse analysene, vil forfatterne gi:

- *råd om videre kalkingsstrategi i disse lokalitetene i Oslo og Akershus*
- *informasjon om hvor langt naturlig «recovery» er kommet i dette området*
- *informasjon om og sammenligne prosessene i naturlig forbedrede og kalkede lokaliteter*
- *råd om etablering av referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningssystemer for kjemisk og biologisk «recovery», og for å overvåke klimaforandringer*
- *informasjon om bruk av indikatororganismer for mer nyanserte, spesifikke inngrep og bærekraftig forvaltning av kalkede biotoper.*

2. UNDERSØKELSESONOMRÅDET

De undersøkte innsjøene (Fig. 2-1) ligger i Oslo Østmark (9 lokaliteter) og i kommunene Asker (3 lokaliteter), Nesodden (3 lokaliteter), Nannestad (4 lokaliteter), Eidsvoll (5 lokaliteter) og Aurskog-Høland (8 lokaliteter) i Akershus.

Lokalitetene ligger i områder med små eller ingen forsuringproblemer (Asker, Nesodden, deler av Oslo-Østmark) til områder med betydelige problemer (Nannestad, Eidsvoll, Aurskog-Høland, deler av Oslo-Østmark). Det har vært lagt vekt på å undersøke en rekke referanseinnsjøer, som hjelp til tolkning av dataserien fra kalkede innsjøer.

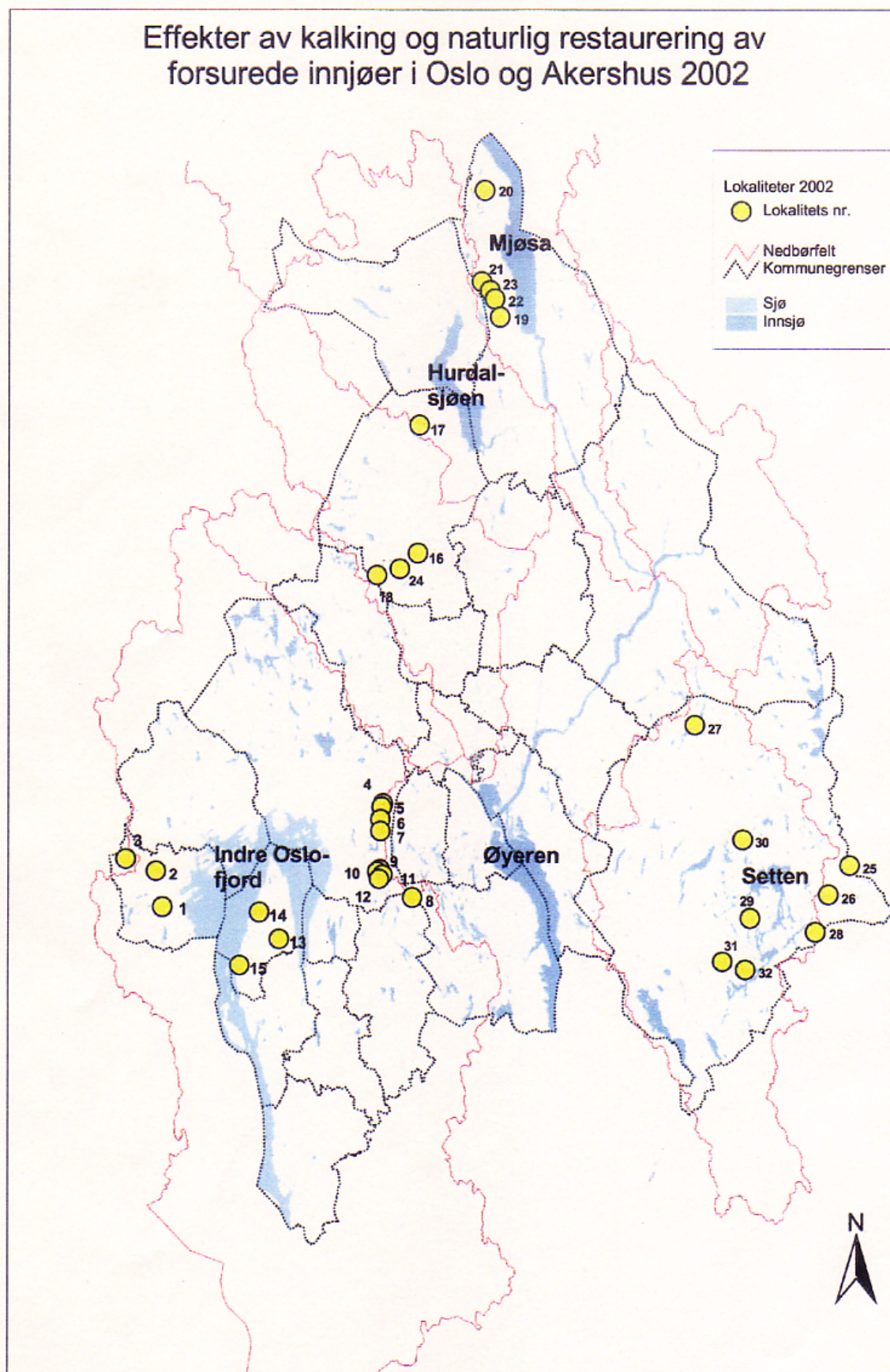
Den vestlige delen av Oslo og Akershus ligger innenfor Oslofeltet (Berthelsen et al. 1996). Oslofeltet ble opprinnelig dannet som en riftdal, hvor jordskorpen har sunket ned i forhold til de omkringliggende områdene og derved beskyttet mot millioner av år med erosjon. Berggrunnen i denne delen domineres av bergarter med eruptiv eller vulkansk opprinnelse (Dons & Jorde 1978, Berthelsen et al. 1996). Disse kan deles inn i to hovedgrupper, dypbergarter og dagbergarter eller lavaer. Dypbergartene utgjøres av syenitter og yngre granitter, dagbergartene av ulike porfyrer. Dette er bergarter som produserer lite av syrenøytraliserende forbindelser.

I den øvrige sørøstlige og østlige delen av området dominerer gammelt grunnfjell dannet i jordens urtid. Innenfor dette området er forskjellige granitter, gneisser og kvartsitt vanlige. I forsurningsammenheng er det de sure bergartene nevnt over som er viktige. Men innenfor grunnfjellsområdet er det mindre, lokale områder med rikere berggrunn, som biotittrike granitter og gneisser, som f.eks. der hvor en del av lokalitetene i Oslo-Østmark ligger: Smalvann, Rundvann, Trollvannet og Sølvdobla. Det er hovedsakelig midtre og østlige del av Oslo og Akershus som har problemer med surt nedfall (Henriksen & Andersen 1982, Riise 1987, Pedersen et al. 1990), og disse grensene følger stort sett de geologiske forholdene.

Det varierte landskapet i Oslo og Akershus, som vi ser det i dag, har en meget kompleks historie med trekk fra jordens oldtid fram til Tertiær- og Kvartærtid (Skjeseth 1981). Store deler av fylket som ligger med gneisser og granitter har et tynt jorddekke, hvor det er berggrunnstopografien som bestemmer hvordan landskapet ser ut. Den postglasiale marine grensen i Oslo og Akershus er ca 220 moh i nordre del av fylket og synker til ca 190 moh i søndre del.

Ut fra denne beskrivelsen er det først og fremst over den marine grensen at det kan ventes å finne forsuringfølsomme områder i Oslo og Akershus. Bergartene i dette området gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffering i akvatiske systemer (Wright & Henriksen 1978). Under den postglasiale marine grense vil det være avsatt marine kvartærgeologiske avleiringer, og noen av disse er av marin karakter, som skjellsand og marin leire.

Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innjøer i Oslo og Akershus 2002



Figur. 2-1. Undersøkte lokaliteter i 2002 (se også Vedlegg 1) (data fra fylkesmannen i Oslo og Akershus 2002).

Selv om Oslo og Akershus har betydelige områder med forsuret ferskvann (Pedersen et al. 1990), kan forholdene i fylket ikke måle seg med de massive ødelagte naturområdene i Telemark, Agder og delvis Rogaland. Sannsynligvis kom også forsuringen senere til mesteparten av Oslo og Akershus (på 1970-80 tallet) sammenlignet med de kronisk sure forholdene lenger sør. Disse områdene har vært forsured helt siden slutten av 1800-tallet, som er tydelig i beskrivelsen av biologiske forhold for laksefiske og innlandsfiske fra denne perioden (Dannevig 1938, Snekvik 1974).

I løpet av de to tiårene 1970-90 ble en rekke lokaliteter stadig surere i Sør-Norge, mens forholdene har blitt bedre etter midten av 1990-tallet (Odén 1976, Skjelkvåle et al. 1998, Stoddard et al. 1999). Det blir nå observert en begynnende restaurering av naturen gjennom egne prosesser, og store deler av naturen i Skandinavia restaureres nå på egen hånd etter forsuringen (Skjelkvåle et al. 2001). Dette betyr at aktivitetene i stadig større grad endres fra overvåkning av kalking til overvåkning av natur (f.eks. Nilssen & Wærvågen 2001b, 2001c). I Norge startet forsuringen av ferskvann allerede på slutten av det 1900-århundre, men fikk først maksimum geografisk utbredelse under 1980-tallet (Hesthagen et al. 1999). I løpet av den første delen av 1990-tallet økte pH og ANC langsomt i overvåkningslokaliteter på Sørlandet, det mest surhetsstressede området (Moldan et al. 2001). Dette kan tolkes slik at naturlig restaurering er i gang i store deler av Skandinavia (Nilssen & Wærvågen 2002b), og gjelder også det undersøkte området (Riise et al. 2000).

Til tross for at dette området ligger like ved universitetet i Oslo, foreligger det begrenset grunnforskning om biologiske forhold rundt forsuring og «recovery» i Oslo og Akershus. Arbeid er vesentlig utført rundt vannkjemi, kalking og fiskeforhold (Henriksen & Andersen 1982, Riise 1987, Pedersen et al. 1990). Innsjøene i området har ikke vært inkludert i store forskningsprosjekter som SNSF-prosjektet og det norske Kalkingsprosjektet. Fra Oslo og Akershus fins flere undersøkelser av dyreplankton (Jørgensen 1972, Schartau 1986, Løvik 1988, Halvorsen et al. 1994), bunndyr i forsured områder (Brittain & Økland 1990), og fisk (Ødegård et al. 1994, Enerud 2000). En detaljert undersøkelse rundt kjemiske forhold og utbredelse av fisk er utført av Akershus jeger- og fiskeforening på slutten av 1980-tallet (Pedersen et al. 1990).

Ved forskning rundt forsuring er det viktig å holde begrepene «sure episoder» og «kronisk forsuring» fra hverandre. Den kroniske forsuringen betegner lokaliteter som er permanent sure (under pH = 4.7-4.8), uansett variasjoner i hydrologiske forhold. Disse er relativt sjeldne i fylket, og finnes ved svært høy innsjøfarge, som vil minske giftilstanden til metaller som aluminium. De fleste lokaliteter, bortsett fra de ekstremt kalkrike, er utsatt for sure episoder i vårsmeltingen og mye surt nedfall til andre deler av året, spesielt om høsten. Følsomme lokaliteter blir kronisk sure eller lider av alvorlige sure episoder.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER

Undersøkelsen av 32 innsjøer i Oslo og Akershus foregikk høsten 2002 i innsjøer utvalgt av forfatterne, i samarbeid med førstekonsulent Terje M. Wivestad ved Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Problemstillingen til prosjektet var å undersøke effekter av kalking og «recovery» av innsjøene, belyst ved artssammensetning og samfunnsstruktur i dyreplanktonet. Innsamlinger utført fra båt var i nærheten av innsjøens antatt dypeste punkt samtidig med eventuelt prøvefiske. I enkelte innsjøer (spesielt i Oslo-Østmark) er hoven kastet fra land, i områder med bratt strandsoner. Zooplanktonprøvene ble innsamlet med en planktonhov, med diameter på ca 30 cm og maskevidde på 90 µm. Prøvene ble konserverte med Lugols væske. De kjemiske prøvene er analysert på interkalibrerte laboratorier etter norske standarder (NINAs laboratorium, Limnobasen for Oslo og Akershus).

3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER

Det har vist seg økologisk formålstjenlig å foreta videre inndeling av innsjøer ved forskning rundt biologisk «recovery» (Nilssen & Wærvågen 2002a). Denne er basert på en tenkt titreringskurve (Henriksen 1980), der innsjøenes forsuring og restaurering betraktes som et storskala titreringsforsøk. I tillegg til dette vil hver enkel kategori beskrives gjennom fiskeøkologiske forhold. Kategoriene er A-E som vist i Tabell 3-1. Utgangskategorien før kalking (A til D) er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking (E).

Tabell 3-1. Inndeling av innsjøer i kategoriene: A, B, C, D1, D2, E1 og E2.

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• A er de kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4.7-4.8. Disse lokalitetene er som oftest fisketomme og dominert av invertebrate predatorer, som forsinker «recovery-prosessen».• B betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5.0. En del av disse innsjøer med høyest pH har fortsatt intakte populasjoner av ørret og abbor, selv om artene tidvis har problemer med gyting og klekking av egg.• C betegner innsjøer som er i stand til å bli restaurert gjennom naturlige prosesser. Under den sterkeste forsuringsperioden var pH = 5.2-5.8. Av disse har C2 kun ørret, mens C1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon, vanligvis fra abbor.• D er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsuring, og med høyt bikarbonatinnhold. Av disse har D2 kun ørret, mens D1 betegner innsjøer med høy fiskepredasjon.• E betegner kalkede innsjøer, med undertypene E2 (kun ørret) og E1 (høy predasjon, som for D1). Kategorien E kan før kalking ha vært enten av typene A eller B – sjeldnere C og unntaksvis D. |
|---|

3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE - VALG AV INDIKATORSYSTEM

Både det pelagiske og bentiske økosystemet egner seg som indikatorer ved forsuring og kalking/naturlig recovery (Brandrud et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b). Den viktigste fordelen ved å bruke pelagiske arter er først og fremst at prøvetakningen er mye mindre tidkrevende og artsidentifisering betydelig enklere. Den faglige erfaringen med

å benytte zooplankton som indikatorer er i tillegg utviklet langt (Keller & Yan 1998). For de fleste av zooplanktonartene foreligger i tillegg svært mye autøkologiske data i forhold til forsurening og recovery. Forfatterne har siden 1972 arbeidet med zooplankton og forsurening i Sør-Norge (Nilssen 1980).

3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG «RECOVERY»

Zooplankton utgjør det avgjørende trofiske leddet mellom plante- og bakterieplankton og fisk. De mest attraktive fiskearter er enten hele livet planktivore (konsumerer dyreplankton) eller har viktige stadier som gjør det, som regel yngelstadiet. Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er stabilt, hvis det ikke er utsatt for betydelige miljøfaktorer, som langvarige klimaforandringer og økologisk stress (Pejler 1975). Kratz et al. (1987) fant at krepsdyrplanktonet var mer variable mellom innsjøer enn innen år, mens hjuldyrpopulasjonene var mer variable over tid. Det totale zooplanktonsamfunnet vil derfor egne seg godt for å identifisere og studere økologisk stress, som forsurening og «recovery».

Forsuringen er kjent for å påvirke antallet av og artssammensetning av zooplankton, spesielt på grunn av forandrede predatorforhold (Eriksson et al. 1980, Nilssen 1980, Henrikson & Oscarson 1981). Det er framfor alt slekten *Daphnia* som er følsom og avtar sterkt ved pH under 5.3, hvis lokalitetene ikke er kraftig humøse. En annen gruppe som er følsom ved økende forsurening er de cyclopoide kopepodene (Roff & Kwiatkowski 1977, Nilssen 1980), spesielt *C. scutifer*. Ved kronisk forsurening forsvinner denne stort sett fra lokalitetene. En annen følsom art er *T. oithonoides*, mens *M. leuckarti* og spesielt *C. strenuus* tolererer meget lave pH-verdier (Nilssen & Wærvågen 2000, 2003). Calanoide kopepoder, som *E. gracilis*, klarer seg godt under alle pH og aluminiumskonsentrasjoner. *Heterocope appendiculata* er meget følsom overfor forsurening og forsvinner vanligvis ved $\text{pH} \leq 5.3$. Her kan den best sammenlignes med slekten *Daphnia*. I kronisk sure lokaliteter over flere tiår, er det hovedsakelig artene *E. gracilis*, *B. longispina* og *D. brachyurum* som finnes tilbake av krepsdyr. I tillegg kan en del litorale arter påtreffes i pelagialen til ulike tidspunkt av året. Av rotatorier er det hovedsakelig følgende arter som blir igjen i sure lokaliteter: *K. longispina*, *K. serrulata* (opptrer ofte sammen med høye humuskonsentrasjoner i lokalitetene), samt ulike arter av *Collotheca* og *Polyarthra* (Wærvågen & Nilssen 2003a).

Før de ulike artene forsvinner fra lokaliteten ved økt forsurening, produserer de hvileegg. Disse kan klekke når systemet igjen kan huse artene. Imidlertid produserer de cyclopoide kopepodene ikke hvileegg, i likhet med en viktig kalanoid kopepode som *E. gracilis*.

Det foreligger få systematiske langtidstudier av «recovery» hos zooplankton i Norge, hvor historiske data er tilgjengelige. Det er vanlig at *Daphnia* observeres å komme tilbake, og de har sin sannsynlige opprinnelse fra hvileeggene (Nilssen & Wærvågen 2002b), eller spredning

gjennom fugler (Proctor 1964). Studier på «recovery» av kopepoder og rotatorier i dette geografiske området er ferdigstillet (Nilssen & Wærvågen 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a).

Enkelte arter som er påvirket av sur nedbør, forsvinner gjerne over noen tiår. Dette er i motsetning til laksefisk, som forsvinner relativt raskt når de ikke lenger kan oppnå at yngelen vokser opp. Da kan gjerne arter som ørret bli borte i løpet av 4-5 år. Abboren klarer seg ofte i betydelig lengre perioder, fordi det av og til kan være en aldersgruppe som blir utsatt for gunstige miljøfaktorer og produserer avkom som vokser opp (se Runn et al. 1977). Arten gyter også senere på året, når pH og andre vannkjemiske forhold kan være mer tilfredsstillende. Ofte kan man til og med i kronisk langtidssure innsjøer påtreffe enkeltfisk av abbor. På grunn av deres store reproduksjonsevne kan de hurtig bygge opp store populasjoner etter kalking. I hvilken grad en innsjø skal få rask innvandring av forsuringfølsomme arter, er avhengig av mengde og størrelse på refugier hvor artene fortsatt finnes, og deres sprednings- og etableringsevne.

Selv om det er foretatt mye forskning i sure områder, er det fortsatt en rekke forhold vi ikke kjenner godt til rundt temaet zooplankton. De forholdene som er best kjent, er forandringen i predasjonsforhold ved forsuring og kalking. Fisk som er såkalt nøkkel-predator («keystone predator»), dør ut under forsuring og erstattes av invertebrate arter, som larver av *Chaoborus* og buksvømmere (Eriksson et al. 1980, Nilssen 1980, Nilssen & Wærvågen 2002a, Stenson 1981, 1990, Stenson & Svensson 1994, Nyberg 1984, Nyman et al. 1985).

Det er spesielt få data i forsurrede og kalkede innsjøer på autøkologi til ulike zooplankton, livshistorier og sesongmessige kvantitative fordelinger i hele vannmassene. Bortsett fra de detaljerte kvantitative undersøkelsene i Gjerstad/Risør området fra slutten av 1970-tallet (Sandøy & Nilssen 1987a, 1987b), foreligger det sjelden kvantitative autøkologiske og økosystemstudier av zooplankton i sure innsjøer. Dette er bemerkelsesverdig, siden nyere studier understreker at letale og subletale faktorer virker på arten som enhet, og ikke på funksjonelle grupper, både når det gjelder klimaforandring (Carpenter et al. 1992, Adrian & Deneke 1996, Gerten & Adrian 2000, 2001) og forsuring (Nilssen et al. 1984a). Men på den andre siden er det publisert en mengde data rundt biogeografisk fordeling av zooplankton i områder med vann av ulike kvaliteter.

Det finnes også lite data om de opprinnelige zooplanktonsamfunnene før forsuringen satte inn for alvor rundt 1960. Noe finnes tilgjengelig via paleoøkologiske undersøkelser (Brakke 1980, Nilssen 1984, Nilssen & Sandøy 1990), men dette gjelder spesielt litorale arter.

Siden mesteparten av innsatsen under den mest hektiske forsuringforskningen på 1980-tallet konsentrerte seg om biogeografiske studier, er det store kunnskapsmangler om økosystemene. Selv om vi stort sett kan resonnerer oss fram til tidligere zooplanktonsamfunn, er det vanskelig å finne data på opprinnelige zooplanktonsamfunn før forsuring. Hvordan interaksjonene var

mellom de ulike artene, spesielt predatorer, er ikke kjent. Her kreves det en betydelig mengde variert grunnforskning. Detaljert effekt på økosystemet av arter som pelagiske buksvømmere, larver av svevemygg (*Chaoborus* spp.) og hoppekrepsene *H. saliens* og *H. appendiculata* er heller ikke kjent.

Det opprinnelige zooplanktonsamfunnet i enkelte sure områder er mulig å rekonstruere, basert på tidligere publikasjoner og innsamlet materiale (Nilssen 1984). I deler av Aust-Agder og Telemark er nå den følsomme arten *D. longispina* kommet tilbake i en hel rekke lokaliteter hvor den har vært borte i flere tiår (Nilssen & Wærvågen 2002b). Nedover i sedimentet ligger det tykt med hvileegg av denne arten i de fleste innsjøene (Nilssen 1984). Mot overflaten, ved økende grad av forsurening, er det flere skallrester av den forsureningstolerante *B. longispina* (Nilssen 1984). Tilsvarende forhold er vist i flere lokaliteter i dette området (Nilssen & Sandøy 1990).

For å benytte de ulike zooplanktonartene som bioindikatorer under forskning på «recovery», må i tillegg til enkeltarter også totalsamfunnet vurderes. Invertebrate- og fiskepredatorer spiller i tillegg stor rolle for «finjustering» av samfunnet for videre tolkning og praktisk bruk. «Finjustering» inkluderer videre analyser av materialet ved måling av kroppsstørrelse, -form og pigmentering. Vektlegging av de ulike artenes egnethet og «finjustering» blir fortsatt foretatt gjennom grunnforskning til forfatterne.

Tabell 3-2 viser eksempel på bruk av zooplankton som modell ved forsurening og «recovery». En rekke arter inngår i analysene, til dels med lite kjent økologi. Kunnskap om autøkologien til de ulike artene er avgjørende for tolkningen av resultatene. Detaljer fra dette arbeidet er allerede publisert, eller i ferd med å publiseres internasjonalt (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Nilssen 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a, 2003b, 2003c, 2003d, 2003e).

Tabell 3-2. Ulike pelagiske arter (eller artsgrupper) og deres egnethet ved «recovery»-studier (naturlig og kalking). Symbolbeskrivelse: *** (meget godt egnet = indikatorart), ** (godt egnet), * (mindre godt egnet), ♣ (finnes under de fleste økologiske betingelser), — (under utarbeidelse).

ARTER (grupper)	Egnethet: «recovery»- Studier	«Finjustering» (kroppsform, størrelse og pigmentering)
COPEPODA (HOPPEKREPS)		
<i>Heterocope appendiculata</i>	***	*
<i>Heterocope saliens</i>	***	**
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	♣	*
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>	*	—
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>	***	*
<i>Cyclops abyssorum</i>	***	**
<i>Cyclops scutifer</i>	***	**
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	*	**
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	**	**
<i>Diacyclops nanus</i>	***	**
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	***	**
CLADOCERA (VANNLOPPER)		
<i>Daphnia longispina/D. rosea</i>	***	**
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	*	**
<i>Bosmina longispina</i>	*	**
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	*	**
<i>Holopedium gibberum</i>	*	**
ROTATORIA (HJULDYR)		
<i>Kellicottia longispina</i>	*	—
<i>Keratella cochlearis</i>	**	—
<i>Keratella hiemalis</i>	*	—
<i>Keratella serrulata</i>	***	—
<i>Polyarthra</i> spp. (flere arter)	♣	—
<i>Polyarthra remata, P. minor</i>	**	—
<i>Synchaeta</i> spp. (flere arter)	**	—
<i>Ascomorpha</i> spp. (flere arter)	♣	—
<i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>	***	—
<i>Conochiloides natans</i>	**	—
<i>Collotheca</i> spp. (flere arter)	♣	—
<i>Asplanchna priodonta</i>	***	*
INSECTA		
<i>Chaoborus</i> spp. (larver av svevemygg)	**	***
<i>Corixider</i> spp. (pelagiske buksvømmere)	***	***

Tabell 3-3 viser eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk «recovery». Alle artene er viktige pelagiske arter ved «recovery»-studier (naturlig og kalking). I tillegg til enkeltarter må også totalsamfunnet studeres. Invertebrate predatorer har også stor innvirkning på zooplanktonsamfunnet.

Tabell 3-3a. Eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk «recovery» ved kombinasjon av pH og grad av fiske predasjon.

I: *Daphnia longispina*-gruppen,

II: *Ceriodaphnia quadrangula*,

III: *Heterocope saliens*

IV: *Forholdet mellom Thermocyclops oithonoides og Mesocyclops leuckarti.*

Symbolbeskrivelse: *** = *dominant art*, ** = *vanlig til stede*, * = *små mengder*,

0 = *ingen individer*,

– = *uvanlig eller ikke-eksisterende kombinasjon (lavt forhold) og*

+ = *høyt forhold.*

I			II		
Grad av fiskepredasjon			Grad av fiskepredasjon		
pH	lav (2)	høy (1)	pH	lav	høy
< 5,0	–	–	< 5,0	**	***
> 5,5	***	* (0)	> 5,5	0	***
III			IV		
Grad av fiskepredasjon			Grad av fiskepredasjon		
pH	lav	høy	pH	lav	høy
< 5,0	***	0 (–)	< 5,0	–	–
> 5,5	***	– (0)	> 5,5	–	+

Tabell 3-3b. Eksempel på bruk av zooplankton ved analyse av biologisk «recovery».

Forhold mellom ulike kategorier av innsjøer, kalkingshistorie og tettheter av indikatorartene Cyclops scutifer og Daphnia longispina-gruppen.

Tid etter kalking (eller naturlig restaurering): kort tid: mindre enn 5 år; lang tid: mer enn 10 år.

Symbolbeskrivelse: *** = *dominant art*, ** = *vanlig til stede*, * = *små mengder*,

(*) = *svært lite antall*

0 = *ingen individer*

Kategori	Kalking	<i>C. scutifer</i>	<i>D. longispina</i>	Kommentarer
A-kronisk	ingen	0 – (*)	0	Begge arter borte fra pelagialen ved kronisk forurening
B-pH 5.0	ingen	* – **	0 – (*)	<i>C. scutifer</i> i hypolimnion
A-kort tid	ja	(*)	***	Ved lite fiskepredasjon; mye fisk, se Tab. 3-3a
A-lang tid	ja	0 – *	**	Ved lite fiskepredasjon; mye fisk, se Tab. 3-3a
B-kort tid	ja	** – ***	* – ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon
B-lang tid	ja	***	* – ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon
C-alle	ja	***	* – ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon
D-alle	ja	***	* – ***	Mengde av <i>D. longispina</i> avh av fiskepredasjon

3.4.1. TAKSONOMISKE NOTATER OM ZOOPLANKTON

Zooplankton ble bestemt etter: hoppekreps (Sars 1903, 1918, Rylov 1963, Einsle 1975, 1993, Kiefer 1978), vannlopper (Sars 1993, Herbst 1962, Fløssner 1972, 2000) og rotatorier (Ruttner-Kolisko 1972, Pontin 1978, Voigt 1978). Kritiske populasjoner fra Sør- og Øst-Norge er tidligere år sendt til J. Hrbacek (*Daphnia*), V. Korinek (*Bosmina*) og U. Einsle (*Cyclops*) for kontrollbestemmelse. Alle hoppekreps fra og med kopepodittstadium I ble målt for å identifisere artene. Krepsdyr (Crustacea) er identifisert til art i alle innsjøer.

Cladocerer (vannlopper) som er viktige indikatorer ved forsurening og recovery er vist i Tabell 3-3a. Avgjørende er slekten *Daphnia*. I det undersøkte området dreier det seg sannsynligvis om artene *D. longispina* og *D. rosea*. Siden disse artene er i ferd med å identifiseres ved genetiske markører (Hobæk in prep), blir de i rapporten kalt *D. longispina* eller *D. longispina*-gruppen.

Innsjøer i lavlandet i Akershus har komplekse samfunn av slektene *Daphnia* og *Bosmina*. I Semsvann og Bondivann opptrer f.eks. hybrider av *Daphnia*.

I sterkt sure innsjøer på Sørlandet opptrer *Cyclops abyssorum* som en fugitiv art, inntil *C. scutifer* kommer tilbake. I Nordre Puttjern fant Brettum & Løvik (2002) denne arten. Siden vi bare observerte yngre stadier i denne innsjøen, var det vanskelig å fastslå om arten var *C. strenuus* eller *C. abyssorum*. Vi har foreløpig kalt den *C. strenuus*, inntil vi får dissekert voksne hunner og hanner. De andre undersøkte innsjøene i Oslo og Akershus har ikke denne strukturen med *C. abyssorum*, fordi de ikke har vært så kraftig forsureningsstresset som innsjøene lenger sør i landet.

En rekke rotatorier ble ikke identifisert til art i ved optellingen: som *Synchaeta* spp. (flere arter), *Ascomorpha* (flere arter), *Conochilus unicornis/hippocrepis* og *Collotheca* spp. (flere arter). Når disse artene fikseres, trekker de seg sammen til vanskelig identifiserbare klumper. *Conochilus unicornis/hippocrepis* er bestemt til *Conochilus unicornis*, men koloniene er på størrelse (mer enn 60 dyr i koloniene) med det som vanligvis betegnes som *Conochilus hippocrepis*.

4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2002

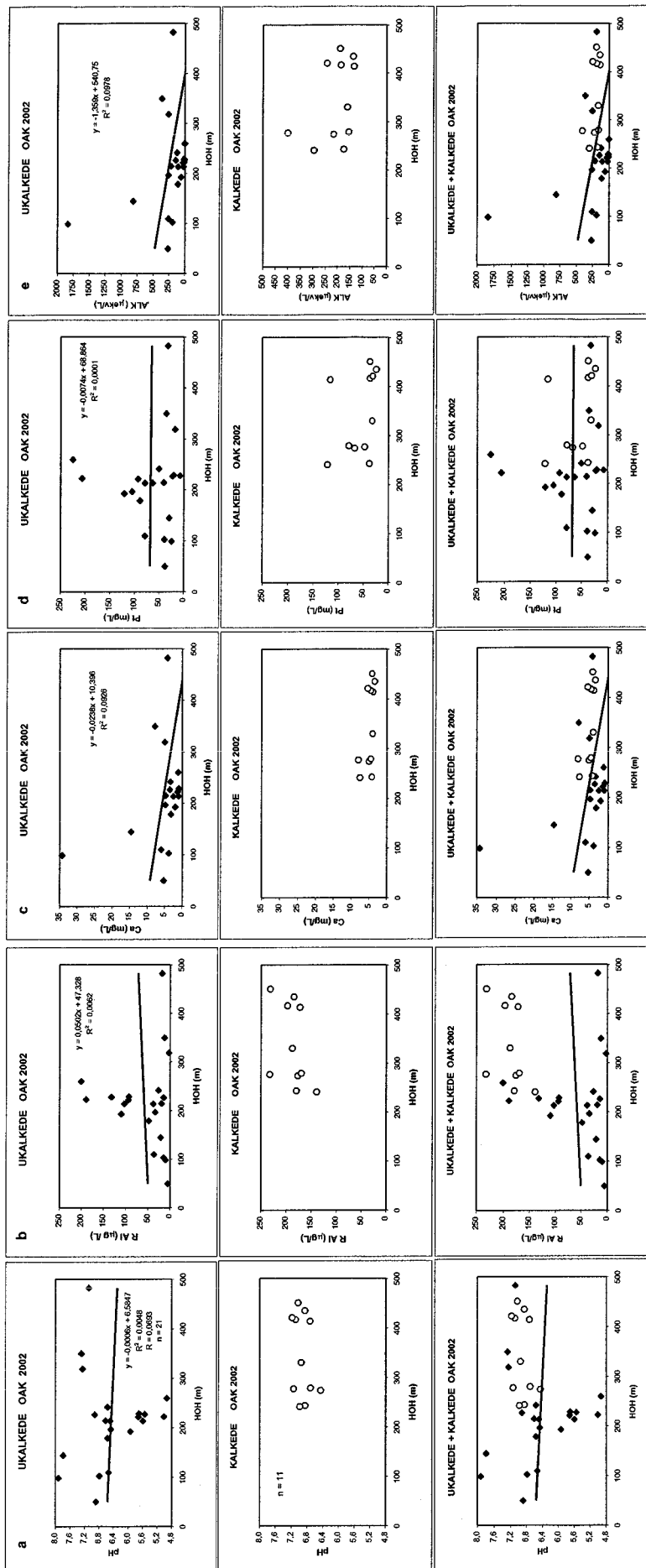
4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER

Beliggenheten til de undersøkte lokalitetene i 2002 (1-32) er presentert i Fig. 2-1. Resultatene av de kjemiske analysene er vist i Vedlegg 1. Det kan være vanskelig å finne fram til «referanseinnsjøer» i Oslo og Akershus innen alle kategoriene i Tabell 3-1, men det ikke vanskelig å finne fram til innsjøer innenfor C og D kategoriene med høyt predasjonstrykk fra fisk (Vedlegg 1). Det er betydelig mer vanskelig å finne fram til B, C og D innsjøer med lavt predasjonstrykk av fisk. Det siste er nødvendig for å frakoble effekten av fiskepredasjon fra naturlig restaurering av innsjøer. Det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner om naturlig restaurering av naturen og kalkingeffekter uten å ha data fra en hel rekke forskjellige typer av referanselokaliteter.

En del brunfargede vann i skogbeltet av Oslo og Akershus har delvis stått imot forsuren på grunn av humusstoffenes evne til å avgifte aluminium og tungmetaller. Mange av innsjøene har abbor og/eller mort og nedbeitet zooplanktonsamfunn. Ved kalking opptrer overbefolkning av abbor etter få år. De fleste innsjøene i lavlandet i Oslo og Akershus, er imidlertid naturbetingede objekter for overbefolkning av denne arten. Mange har litoralsone med mye vegetasjon som egner seg til gyteområder. Høy vanntemperatur og betydelig produksjon av plankton gir rask vekst hos abbor og karpfisk. I mange deler av Oslo og Akershus er innsjøene karakterisert av permanent overbefolkning av abbor og mort, hvis det ikke er betydelig biomasse av predatorarten gjedde.

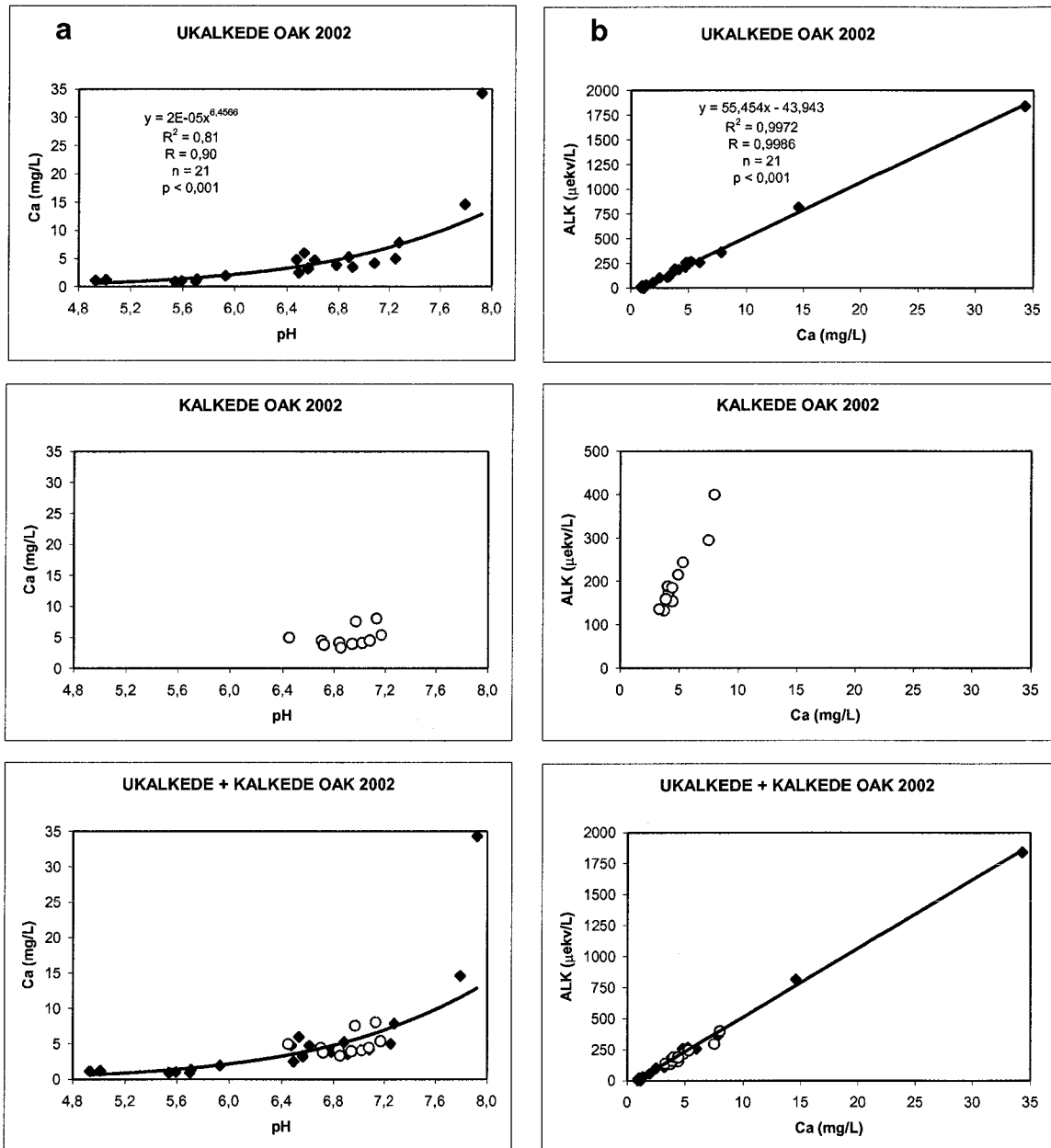
For 2002 er noen viktige kjemiske parametrene blitt framstilt mot innsjøenes høyde over havet (Fig. 4-1a-e). Det er relativt små høydevariasjoner i dette området og forholdene er ikke signifikante, selv om trendene er de samme som analyse av ca 150 innsjøer i østre del av Aust-Agder (Nilssen & Wærvågen 2001b), 65 innsjøer i Oppland (Wærvågen & Nilssen 2002c) og 55 innsjøer i Vestfold (Wærvågen & Nilssen 2003f). Kalsium, pH og alkalinitet avtar med økende høyde, mens aluminium og farge er stabile eller øker svakt (Fig. 4-1a-e). Kurvene antyder også at de fleste er forsiktig kalket og ingen er tydelig overkalket .

I de undersøkte innsjøene i Oslo og Akershus øker alkaliniteten jevnt med økende kalsium (Fig. 4-2b), som betyr at innsjøene er utsatt for betydelig mindre forurensningsstress enn i Telemark og Aust-Agder, hvor alkaliniteten delvis forbrukes til å buffre påvirkningen fra sure stoffer (Nilssen & Wærvågen 2001b, 2002c). Ca er naturlig nok positivt korrelert til pH og alkalinitet (Fig. 4-2a-b). Andre måleparametre som viser signifikante sammenhenger, er pH og aluminium (Fig. 4-3a); som avtar med stigende pH, både i naturlige og kalkede lokaliteter. Pt-farge og aluminium i disse innsjøene viser positiv samvariasjon, som er signifikant (Fig. 4-3b).

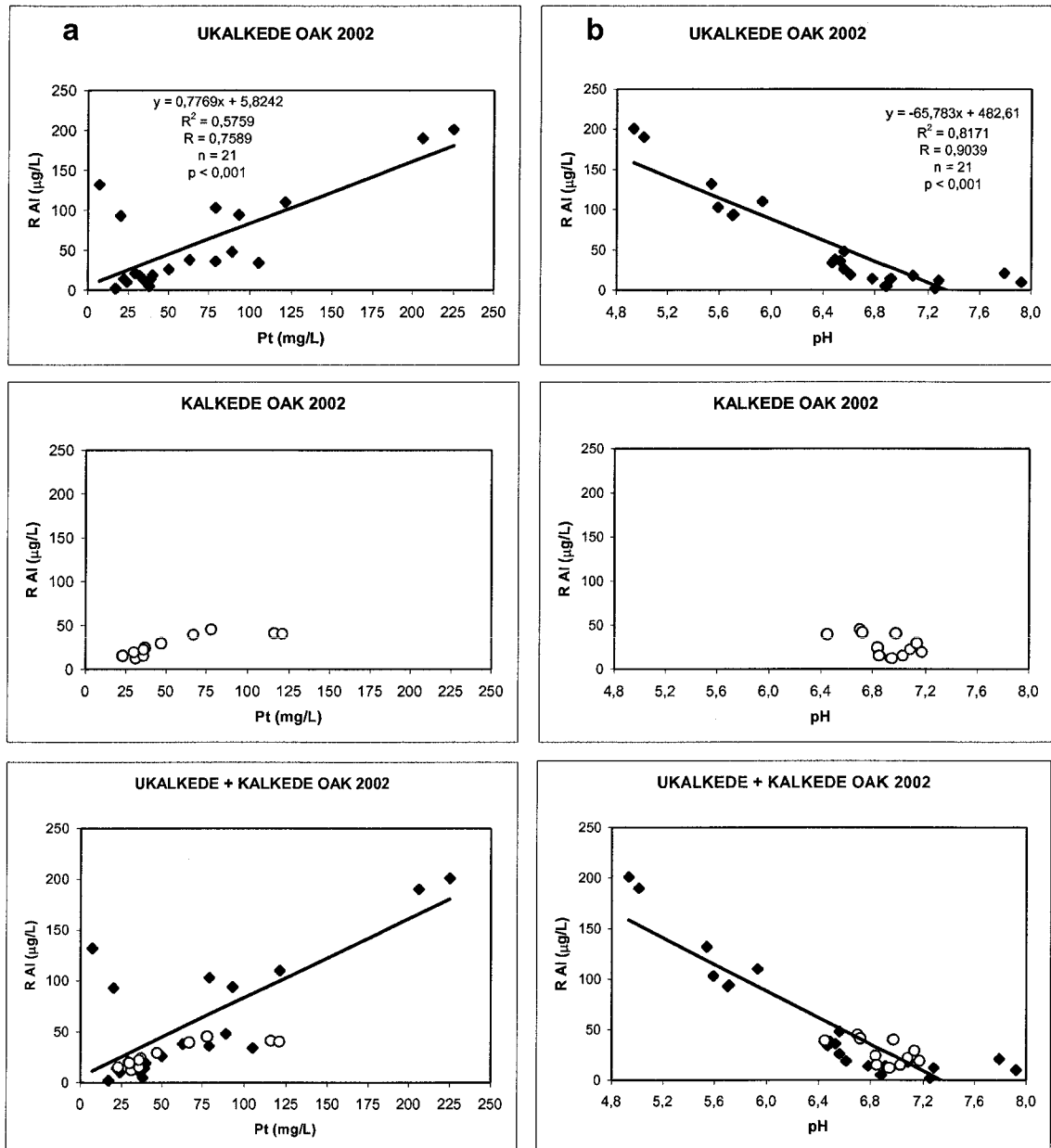


Figur 4-1. pH (a), reaktivt aluminium (b), kalsium (c), Pt – farge (d) og alkalitet (e) korrelert til høyde over havet (HOH) i meter (m) i Oslo og Akershus 2002. Trendlinje for ukalkede innsjøer vist i nederste figur med både ukalkede og kalkede sammen.

Det finnes historiske data for innsjøene: Semsvannet (2; D1), Store Sandungen (3; D1), Blekslitjernet (14; C1), Bråtadammen (15; C2), Stordammen (16; A), Hornsjøen (17; A-E2), Søndre Morttjern (21; C/D-E1) og Vardåstjernet (24; A/B-E2). Den historiske pH utviklingen siden innsjøene ble kalket, viser at pH vanligvis er stabil og høyere enn pH = 5.5 (Fig. 4-4b). De ukalkede innsjøene er vanligvis av C og D-typene (Fig. 4-4a). Stordammen (Fig. 4-4b) er fisketom og av den kroniske sure typen, men pH har økt betydelig siden de første målingene i 1988. Dyreplanktonet i denne innsjøen er likevel kraftig forsøringspreget.



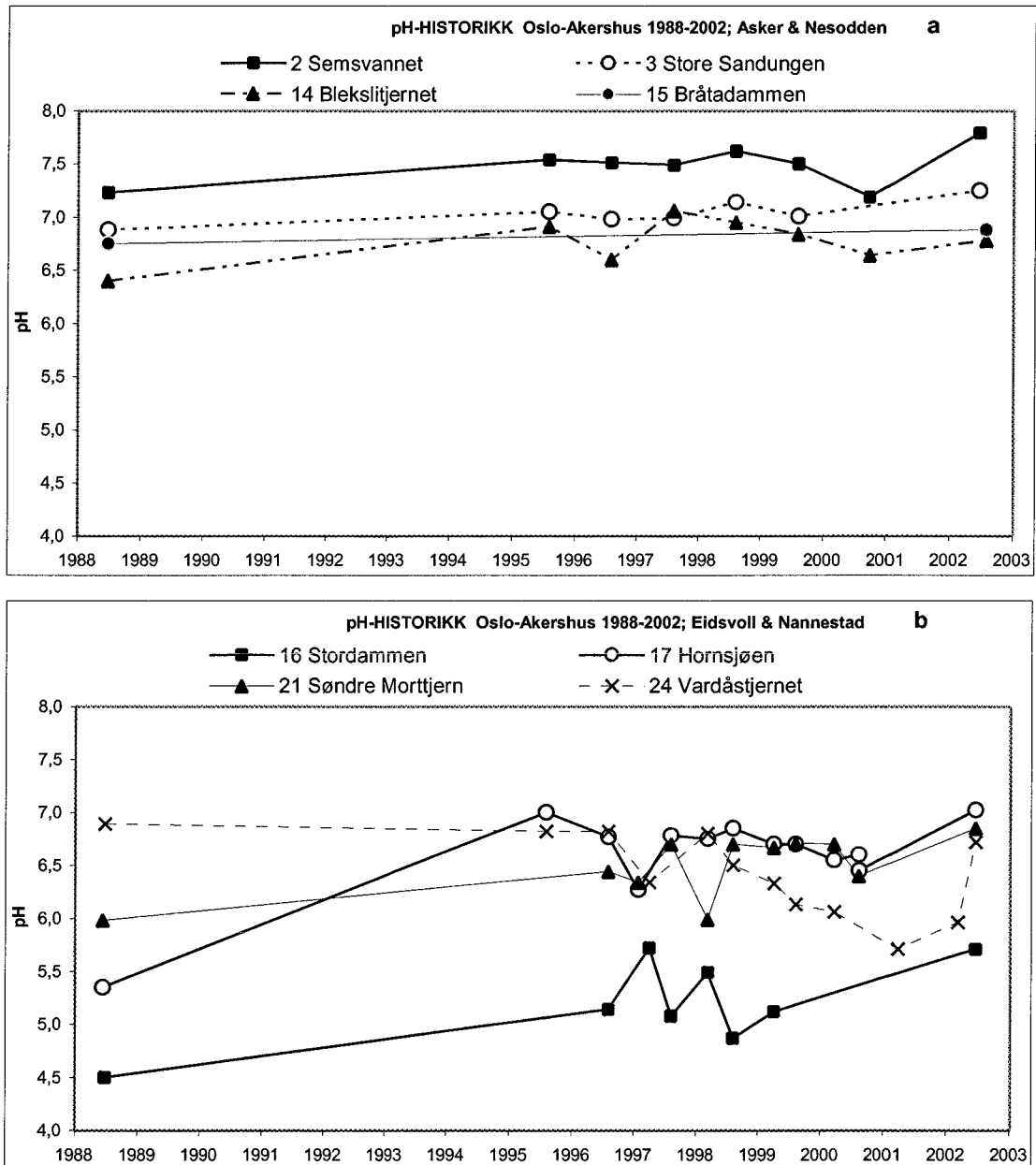
Figur 4-2. a: Korrelasjoner mellom kalsium (mg/L Ca) og pH og b: korrelasjoner mellom alkalinitet (µekv/L) og kalsium (mg/L Ca). Trendlinje for ukalkede innsjøer vist i nederste figur med både ukalkede og kalkede sammen.



Figur 4-3. a: Korrelasjoner mellom reaktivt aluminium (µg/L RAI) og Pt-farge (mg Pt/L) og b: korrelasjoner mellom reaktivt aluminium (µg/L RAI) og pH. Trendlinje for ukalkede innsjøer vist i nederste figur med både ukalkede og kalkede sammen.

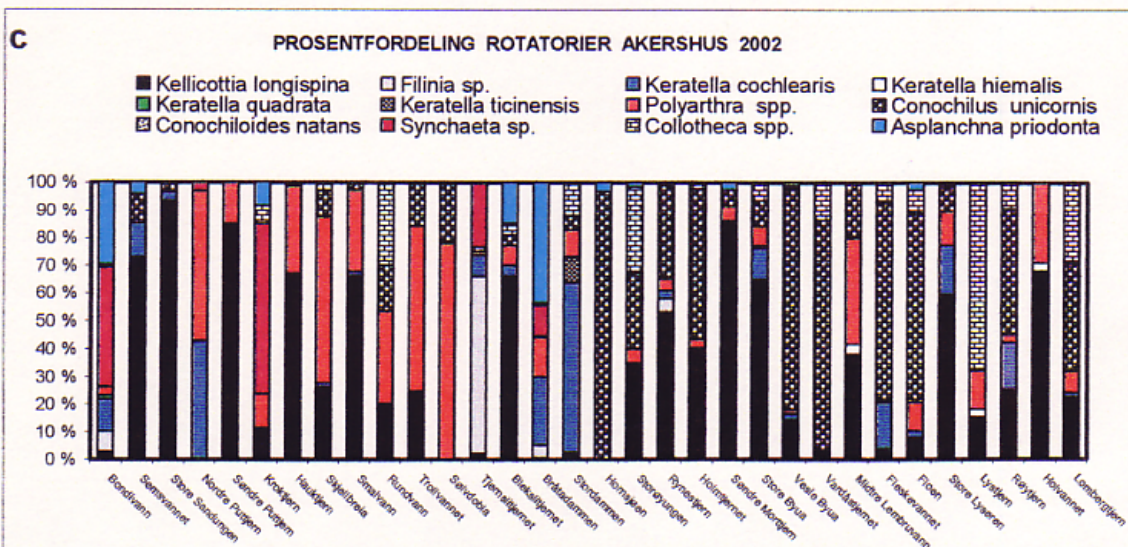
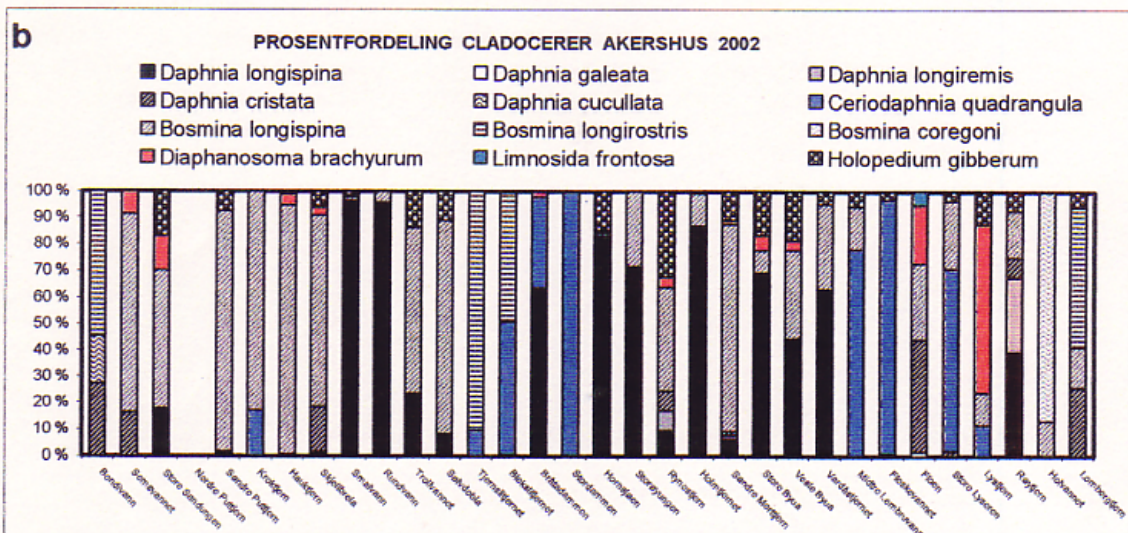
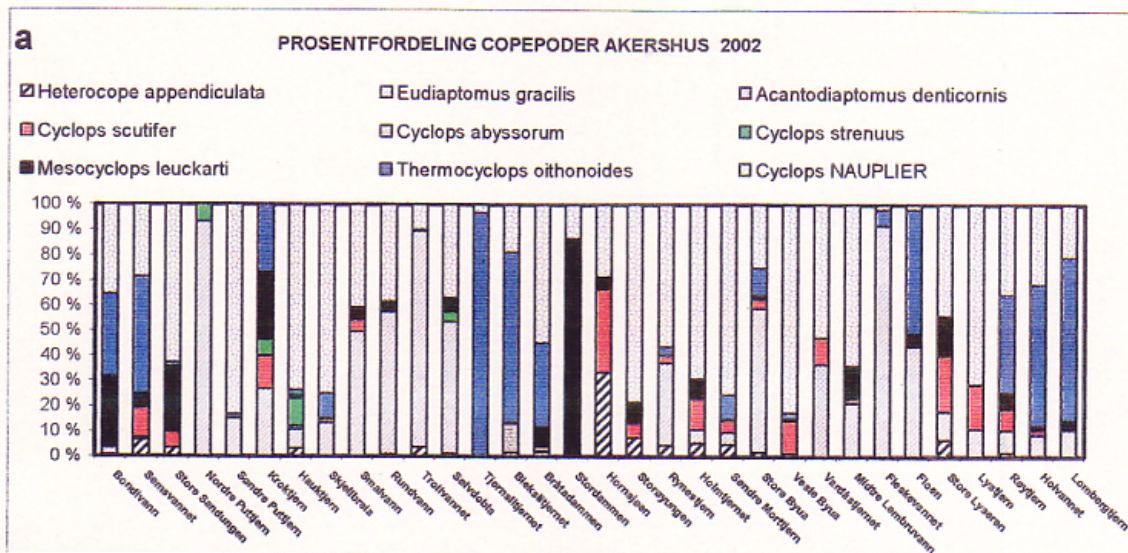
4.2. BIOLOGI – ZOOPLANKTON OG PREDASJONSFORHOLD

Fordeling av zooplankton er presentert separat for de tre gruppene vannlopper (Fig. 4-5a), hoppekreps (Fig. 4-5b) og hjuldyr (Fig. 4-5c) for 2002, mens de detaljerte kjemiske forhold i hver lokalitet gitt i Vedlegg 1. Karakterarter for sure innsjøer, og lavt vertebrat predasjonstrykk (fra fisk) er: *Heterocope saliens*, *Eudiaptomus gracilis* (kun i lavlandet), *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* (kun i lavlandet), *Holopedium gibberum*, *Kellicottia longispina* og *Polyarthra* (hovedsakelig *P. remata*, *P. vulgaris* og *P. minor*).



Figur 4-4. Historisk pH-utvikling fra et utvalg av de undersøkte innsjøer i Oslo og Akershus 2002. a: Eksempler på C og D-vann fra Asker og Nesodden og b: eksempler på A-vann (Stordammen) og kalkede vann av ulike kategorier (se Vedlegg 1).

I de sureste innsjøene i Sør Norge er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina*, *K. longispina* og *Polyarthra* spp. (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2002c, Wærvågen & Nilssen 2003a). Siden få sterkt sure innsjøer til nå har blitt undersøkt i Oslo og Akershus, og det faktum at de kronisk sure innsjøene er relativt få i fylket, gjør det vanskelig å interpolere funnene fra Telemark og Aust-Agder til Oslo og Akershus. Tilsvarende data ble funnet for dyreplankton i sure innsjøer i Nordmarka (Jørgensen 1972, Løvik 1988), og den ekstremt påvirkede Nordre Puttjern (Brettum & Løvik 2002).



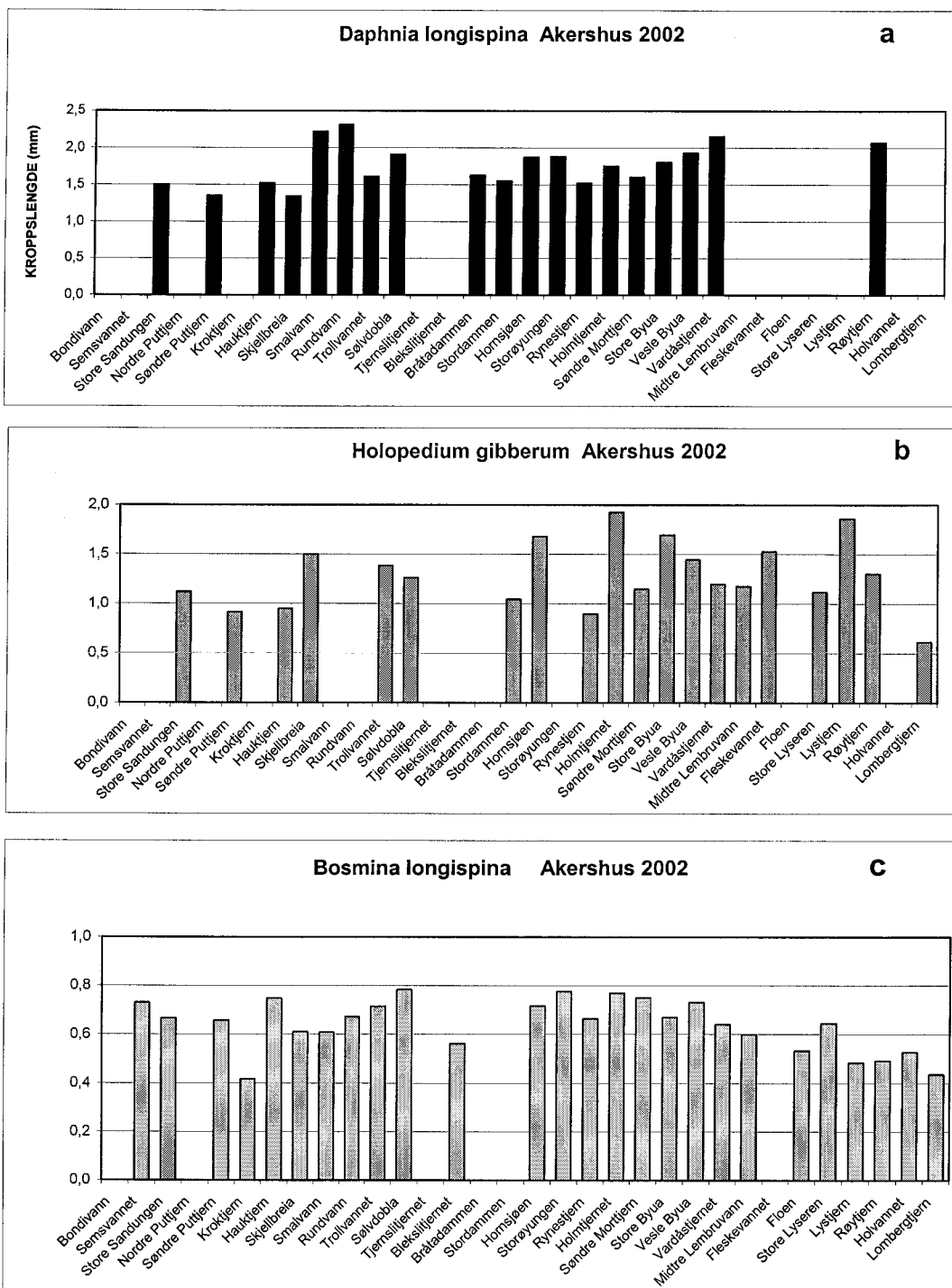
Figur 4-5. Fordeling av dyreplankton (zooplankton) i de undersøkte lokaliteter i Oslo og Akershus 2002. a: vannlopper (Cladocera); b: hoppekreps (Copepoda); c: hjuldyr (Rotatoria).

Arter som ikke finnes i forsurede lokaliteter og kommer tilbake ved naturlig «recovery» og tvungen «recovery» ved kalking, er følgende taksa: *Daphnia longispina*-gruppen, *Conochilus unicornis/hippocrepis* samt cyclopoide copepoder som *C. scutifer* og *T. oithonoides*; cyclopoidene *Mesocyclops leuckarti* og *Cyclops strenuus* er betydelig mer hardfør overfor forsuring. Den calanoide copepoden *H. appendiculata* er også sterkt følsom for forsuring (Nilssen et al. 1984b).

Dette er i overensstemmelse med litteraturen på dette emnet (Skadovsky 1926, Almer et al. 1978, Nilssen 1980, Nilssen & Wærvågen 2000, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Hobæk & Raddum 1980, Hörnström & Ekström 1983, Hörnström et al. 1993, Sandøy & Nilssen 1987b, Sarvala & Halsinaho 1990, Kroglund et al. 1994, Walseng et al. 1995, Walseng & Bodgard 2001, Wærvågen et al. 2002, Wærvågen & Nilssen 2003a).

Flere innsjøer i Oslo og Akershus er sannsynligvis i ferd med å restaureres via naturlige prosesser i nedslagsfelt og i innsjøene selv, hvis vi interpolerer observasjonene fra nærliggende fylker som Oppland og Vestfold (Wærvågen & Nilssen 2002a, 2002b). Den forsuringfølsomme *D. longispina*-gruppen er etter alt å dømme i ferd med å etablere seg i sure ikke-kalkede innsjøer i Oslo og Akershus, mens arten sannsynligvis alltid har vært tilstede i typiske C-vann i fylket. Tilsvarende er det for den følsomme hypolimnetiske arten *C. scutifer*, som finnes i svært små populasjoner i tidligere sure innsjøer. Den er vanlig i 20 av de undersøkte 32 innsjøene, og fravær av denne kaldtvannsarten kan også skyldes grunne (og varme) innsjøer, samt at noen prøveserier ble kastet fra land. Den mer hardføre arten *M. leuckarti* er kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering. De nye populasjonene av *D. longispina* kommer sannsynligvis fra egg-bank i sedimentet (Nilssen & Wærvågen 2002a), mens de cyclopoide copepodene sannsynligvis har meget små restpopulasjoner i de ulike innsjøene (Nilssen & Wærvågen 2003).

Dyreplanktonet er viktig som bioindikatorer ved forskning rundt biologiske prosesser innen «recovery», som fører til at predasjonssystemet forandres kraftig fra et invertebrat-dominert til et fiske-dominert (Nilssen & Wærvågen 2002a). Det invertebrate systemet velger små kroppsstørrelser hos byttedyrene, mens fisk velger de største artene og største individene innen hver art. Kroppsstørrelse til *D. longispina* (Fig. 4-6a), *H. gibberum* (Fig. 4-6b) og *Bosmina longispina* (Fig. 4-6c) er vist for innsjøene hvor de finnes i tilstrekkelig antall. Fordelingen av *D. longispina* og dens kroppsstørrelse relatert til predasjonsklasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor og/eller mort er årsaken til de lave populasjonene av denne karakterarten i lokaliteter som gjennomgår naturlig «recovery» og «recovery» gjennom kalking (Fig. 4-5a, Fig. 4-6a, Vedlegg 1). For *Daphnia* større enn ca. 1.7 mm regnes predasjonstrykket fra fisk å være lavt, mens *Daphnia* over 2.0 mm lever i lav-predasjon systemer (Fig. 4-6a; Smalvann, Rundvann, Vardåstjernet, Røytjern). Når store *Daphnia* er totalt borte (Bondivann, Semsvannet, Krokstjern, Tjernslitjernet, Blekslitjernet, Floen, Lystjern, Lombergstjern) eller finnes i svært lite



Figur 4-6. Gjennomsnittlig totale kroppslengder av a: *Daphnia longispina*; b: *Holopedium gibberum*; c: *Bosmina longispina* i undersøkte lokaliteter i Oslo og Akershus i 2002.

antall fra lokaliteten, og størrelsen er rundt eller under 1.5 mm (Søndre Puttjern, Hauktjern, Skjellbreia), er fiskepredasjonen betydelig i de fri vannmassene.

Den vanligste dyreplanktonarten i lavlandet i store deler av Oslo og Akershus er *B. longispina* (se Nilssen & Larsson 1980). Den klarer de sureste forhold og sterkt predasjonstrykk fra fisk. Den kan dominere alle innsjøkategoriene A, B, C, D1 og E1. Bare når fiskepredasjonen blir lav (D2, E2), blir den utkonkurrert av *D. longispina* i ikke-sure lokaliteter (Smalvann, Rundvann, Bråtadammen, Hornsjøen).

Noen av de mest uventete observasjonene i de kalkede vann i Sør-Norge, var den raske og betydelige reetableringen av vannloppen *D. longispina* (Nilssen & Wærvågen 2001b). Slekten *Daphnia* har fysiologiske problemer i surt vann (Potts & Fryer 1979, Nilssen et al. 1984a). Like uventede funn var den fortsatte store mengden av den invertebrate predatoren *H. saliens* i de samme vannene, til tross for betydelig fiskepredasjon som raskt burde eliminert denne arten (Andersen & Nilssen 1984, Sandøy & Nilssen 1987a). Men siden arten klekker fra hvileegg i sedimentet hvor de holder seg levende i mange tiår (Sandøy & Nilssen 1987a), vil den derfor i mange år fortsatt være tilstede i kalkede innsjøer. På grunn av tidligere høyt predasjonstrykk fantes denne arten i Oslo og Akershus i mindre mengder. Når predasjonstrykket er lavt, er den vanlig (Jørgensen 1972).

I en tidlig fase etter kalking, synes samfunnet å være i økologisk «ubalanse», med raske artsforskyvninger fra år til år (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a), som sannsynligvis skyldes konkurranse eller predasjon.

De fleste lokaliteter med abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking (Fig. 4-5a; Vedlegg 1). Dette skyldes den betydelige mengden av små utviklingsstadier i de fleste typer lokaliteter med denne arten (Nyberg 1976, Guma'a 1978, Wu & Culver 1992). Også i noen av de undersøkte vannene i Oslo og Akershus, er overbefolkning av abbor et faktum (se diskusjon hos Dønnum 2002). Det behøves betydelig mer informasjon om økologien til denne artens tidlige ontogenetiske stadier. Disse observasjonene indikerer også at i mange tilfeller vil lokaliteter med store populasjoner av abbor være uegnede som referanselokaliteter rundt forskning på biologisk «recovery». Abboeren maskerer derfor potensielle forandringer i planktonsamfunnet ved sin betydelige predasjon. Hvis man skal forske på naturlig «recovery», må både innsjøer med høyt og lavt predasjonstrykk inkluderes.

Løynefallende grupper som fjærmygg (Chironomidae), svevemygg (Chaoboridae), vårfluer (Trichoptera), libeller og vannymfer (Odonata og Zygoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera) har alle aktive spredningsstadier via luft gjennom sine adulte stadier. Andre viktige bunndyrarter, som ikke har vesentlige problemer med spredning gjennom luft, er vannbiller (Coleoptera) og bukømmere (Corixidae). Noen grupper av bunndyr som har store problemer med spredning til kalkede, tidligere sterkt sure vann, bekker og elver, er ferskvannsnegler (Gastropoda), ferskvannsmuslinger (Lamellibranchia) og igler (Hirudinea). Disse kommer bare langsomt tilbake til kalkede, tidligere sure lokaliteter.

5. FORSURNING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I OSLO OG AKERSHUS

5.1 FORSURNING OG KALKING I OSLO OG AKERSHUS 2002

5.1.1. RESTAURERING ER ØKOLOGISKE INNGREP

I Norge og Sverige kalkes nå tusenvis av innsjøer. Avstanden kan synes meget lang mellom den svært enkle aktiviteten å spre kalk i en lokalitet, til at denne lokaliteten reagerer med alle sine kompliserte økologiske prosesser. Problemer mellom kalking og dens effekter, er nettopp «kunnskapsavstanden» mellom spredning av kalk og de økologiske effektene i komplekse innsjø- og rennende vannsystemer. Kalking har gitt nytt håp til store deler av Sør-Norge, hvor forsuring hadde lagt øde en rekke fiskepopulasjoner. Det er stor forskjell på at fisk ikke finnes i vannene, og det faktum at det igjen er mulig å fange fisk. I tillegg har også kalking vært et tilskudd av viktige kationer, som kalsium og magnesium, til ionefattige regioner. Kalkingen har betydd svært mye positivt for lokalbefolkningen i store deler av i Norge og Skandinavia.

Det er viktig at de som kalker er innforstått med at:

- *kalking av vann er storskala manipulering av akvatiske økosystemer, med vide økologiske konsekvenser*
- *alle disse prosessene følger vanlige økologiske prinsipper*
- *mange av prosessene rundt kalking er fortsatt lite kjent*
- *kalking har mange positive, men også noen negative sider*
- *flere av de negative sidene er ikke godt kjent økologisk*
- *betydelig større variasjonsbredde behøves av grunnforskning rundt kalking og dens følger, samt naturlig «recovery» i akvatiske økosystemer.*

Det kan derfor avgjørende i denne fasen, hvor vi har kalket for mye mer enn 1 mrd NOK, å undersøke om det finnes måter å optimalisere kalkingen på. Det har vært diskutert om all kalking er nødvendig, og dette gjelder spesielt de av innsjøtypene D og C som har blitt kalket. Alle innsjøer av type D som har blitt kalket (og det utgjør faktisk noen), har ikke vært nødvendig å kalke. Det samme gjelder sannsynligvis de fleste C-innsjøer, og flere B-innsjøer. Det er også viktig at kalkingen kommer i riktig geografisk område, at man ikke kalker for kraftig, eller at unngår å kalke potensielle eller egnede referanselokaliteter.

Undersøkelse av forsuring og «recovery» er ofte basert på felldata hvor det foretas korrelasjonsanalyser, men disse sier lite om årsak-virknings forhold (Havens 1999). Forhold mellom biomasse av fisk og økologiske parametre som forsuring (pH) og næringssalt/klorofyll, viste at biomasse av fisk var positivt korrelert til næringssalt/klorofyll og negativt korrelert til pH (Havens & Karlson 1998, Havens 1999). Hvis målet for «recovery» er en høyest mulig biomasse av attraktiv matfisk, er det derfor ikke klart om dette blir best oppnådd med kalking, gjødsling eller en kombinasjon av dette (Brettum et al. 1984, Havens & Karlson 1998, Havens 1999).

5.1.2. KALKING OG KJEMISKE FORHOLD

Målet for kalkingsvirksomheten i Norge og Sverige er å bevare det biologiske mangfoldet, samt muliggjøre en bærekraftig bruk av naturressursene (DN 1995a, DN 1995b, SNV 2000).

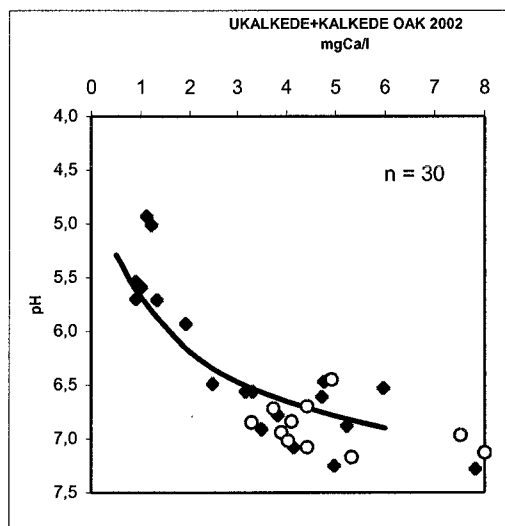
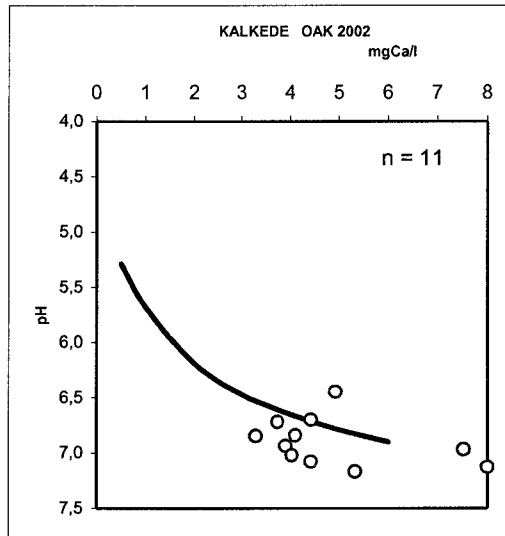
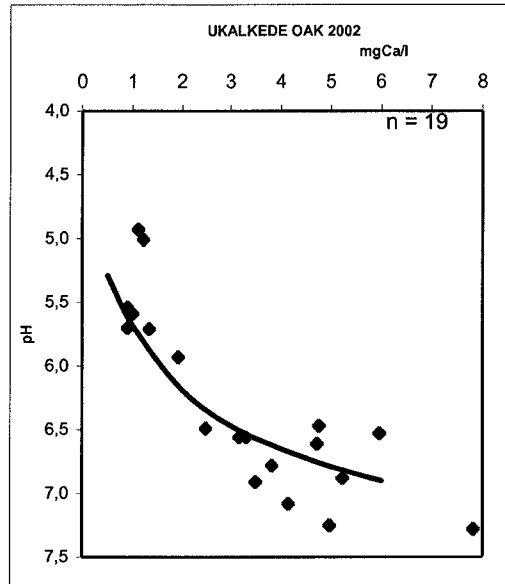
Bevaring av det biologiske mangfoldet (BM) og tilretteleggelse for bærekraftig utnyttelse av forsurede vann vil ofte gå hand i hand, men kan også føre til betydelige uoverensstemmelser. Dette er forbundet med følgende forhold, som må avklares hvis vi skal konkludere at delmålene i kalkingsvirksomheten er oppfylt. Hva betyr «opprinnelig» vannkvalitet og hva slags vannkvalitet vil vi oppnå med kalking? Hva er opprinnelige biologisk samfunn i økosystemene og hva er forventet naturtilstand? Hva betyr i praksis «bærekraftig bruk» og hva slags økosystemstruktur kreves for å oppnå «bærekraftig bruk»?

Henriksen (1979) konstruerte, på basis av empiriske data fra en rekke lokaliteter i Norge, en kurve som kunne brukes for å adskille naturlige innsjøer, og identifisere hvilke av dem som var utsatt for surt nedfall. Kurven viste forholdene mellom kalsium og pH, med økende verdier av kalsium på abscissen og avtagende verdier av pH på ordinaten. Kombinasjonen av lav pH mot relativt høyere kalsiumverdier identifiserte områder utsatt for surt nedfall, både i Norge, Sverige, Skottland og Nord Amerika (Henriksen 1979, Wright et al. 1980). Høye pH-verdier relativt til kalsium avgrenset områder lite påvirket av surt nedfall, i Norge hovedsakelig fra Møre og Romsdal/ Trøndelag og nordover (Henriksen 1979), bortsett fra østre del av Finnmark.

Henriksen (1980) presenterte senere hypotesen at forsurede vann er resultatet av en storskala syre-base titrering, der baser som har blitt frigjort av forvitring av berggrunn og løsmasser titreres mot syrer med opprinnelse fra atmosfærisk nedfall. Henriksen (1980) inndelte deretter innsjøene i tre kategorier eller stadier som følge av denne «titreringen»: den første gruppen er karakterisert av avtagende alkalinitet, men opprettholdelse av bikarbonat-buffersystemet og pH forble over 5.5-6.0 (såkalte «bikarbonatinnsjøer», tilsvarende kategori D og C i denne undersøkelsen). I den neste fasen var bikarbonat-buffersystemet borte i lange perioder, og store pH fluktuasjoner ble observert (såkalte «overgangsinnjøer»). Dette tilsvarer kategori B i våre innsjøer. Det siste stadium av forsuring blir karakterisert av kronisk lave pH verdier godt under 5.0, tilsvarende gruppe A i vårt system, se Figur 5-1.

Det er imidlertid ikke bare naturlig restaurering som er viktig å legge merke til ved kalking, men også en sterk tendens til episodisk forsuring og kraftig reforsuring i ionefattige områder i løpet av kalkingsprosessen.

Klimaet på den nordlige halvkule hvor Norge er plassert, er vekslende og uforutsigbart, og påvirket av den såkalte NAO (Nord-Atlantiske Oscillasjonen)(Hurrell & Van Loon 1997). Økte lufttemperaturer i løpet av vinteren over mesteparten av Nord-Europa i siste del av 1980- og 1990-årene ga en ekstrem fase av NAO med unormalt lavtrykk i bl a Nordsjøen og Sør-Norge. Denne førte til en rekke tunge nedbørsperioder, både sommer, høst og vinter, fulgt av relativ



Figur 5-4. Forholdet mellom pH og kalsium i de undersøkte lokaliteter i Oslo og Akerhus 2002 relatert til Henriksens (1979) empiriske kurve. Ukalkede innsjøer øverst, kalkede i midten og alle vist samlet nederst. Bondivann og Semsvannet er utelatt, derav n=30.

høy temperatur. Det var denne som førte til nye nedbørsrekorder sommeren/høsten 2000. Ikke bare denne episoden som hadde negativ innflytelse på vannkjemien og førte til refsuring over store områder. Også tidligere kraftige episoder (Kaste et al. 1999), ofte assosiert med sjøsaltepisoder, virket negativt inn på den akvatiske fauna og førte f.eks. til svake årsklasser av fisk over store deler av Sørlandet (vinteren 1993). Det kan imidlertid se ut som om forholdene i Oslo og Akershus i 2001 ikke var spesielt sure, som lenger sør i Agder og Telemark.

I dette geologiske området (Agder og Telemark) ligger en rekke lokaliteter som er kronisk forsurede som følge av sur nedbør. Mange av ferskvannene her har hatt nesten konstant pH-utvikling rundt 4.5-4.8 siden tidlig på 1960-tallet. I de viktigste vitenskapelige journaler verden over sies refsuringen å være på retur og innsjøer, bekker og elver er i ferd med å få høyere pH. Forbedret vannkvalitet fører til at økosystemer blir restaurert via naturlige prosesser (såkalt naturlig «recovery»). Imidlertid gjelder dette på langt nær alle områder i Norge. Store deler av Agder og Telemark kan tjene som en modell for områder som ikke har blitt vesentlig bedre siden målinger startet tidlig på 1960-tallet (se Kirchner & Lydersen 1995).

Detaljerte paleoøkologiske undersøkelser har vist hvordan vannkjemi, innsjøer og hele nedslagsfeltet har utviklet seg siden isen trakk seg tilbake fra Fennoscandia etter siste istid (Battarbee et al. 1990, Renberg et al. 1993). Den viser at alle akvatiske lokaliteter var mest ionerike like etter at isen hadde trukket seg tilbake, fordi den kjemiske forvitringen virket direkte på eksponerte løsmasser. Etter at vegetasjonen etablerte seg, opptrådte en vekslende grad av naturlig refsuring i nedslagsfeltet. Langt senere førte menneskenes aktiviteter til en mer ionerik tilstand, som skyldes opparbeiding av kulturlandskap, før det antropogene nedfallet det siste hundreåret førte til en sterk refsuring i følsomme økosystemer. Det er derfor vanskelig å bestemme hvor i innsjøenes historisk-dynamiske utvikling at den «opprinnelige» vannkvaliteten skal fastlegges. Likevel er det generell enighet om at vannkvaliteten vi refererer til er forholdene like før den nylig antropogene refsuringen (SNV 2000). Hvis vi betrakter innsjøer som nå inneholder ca $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$, kan disse innsjøene likevel ha hatt opptil ca $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$ før den siste alvorlige refsuringsprosessen satte inn (Dickson 1980).

Videre dreier begrepet opprinnelig vannkvalitet seg ikke bare om den mest vanlig refererte parameteren pH eller $[\text{H}^+]$. Vannkvalitet innbefatter mye mer enn dette, og i våre deler av kloden er også kalsium, humus, aluminium og mengde tungmetaller alle svært viktige for å beskrive vannkvalitet eller forutse organismesamfunnets reaksjon overfor surt nedfall. I Norge er vannene mer ionefattige enn i Sverige, i det ca 50 prosent av norske vann har $[\text{Ca}^{2+}] < 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Skjølkvåle et al. 1997).

Målet med kalkingen har ikke alltid vært identisk i de ulike geografiske områder og type økosystemer (rennende vann og innsjøer), fordi de ulike områdene er forskjellig eksponert og påvirket av surt nedfall. Naturens tålegrense er forskjellig og varierer sterkt med geologiske og klimatiske forhold (Hindar & Kleiven 1990, Hindar & Henriksen 1994, Hindar et al. 1998,

Henriksen & Hindar 1997, Hesthagen et al. 1999). De fleste lokaliteter, også kronisk sure, er utsatt for episodisk forsuring, vanligvis under vårmelting og vedvarende høstregn. De tidligere tiders historiske episoder adskilte seg fra dagens ved at de sannsynligvis var svakere. Siden nedslagsfeltene ofte har utarmet bufferevne og inneholder store mengder akkumulert surt nedfall, vil dagens episoder være kjennetegnet av lav ionestyrke, lave kalsiumkonsentrasjoner og høye aluminiumsverdier.

De vanlige ferskvannsorganismene i det undersøkte området har svært vid økologisk valens og finnes utbredt under en rekke økologiske forhold (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a). For de fleste av disse er det sannsynligvis ikke vesentlig fysiologisk stress om ioner som kalsium varierer fra $1 - 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$, som er vanlig etter kalking. Det er spesielt hvis organismene er tilpasset ekstremt lave ioneverdier som f.eks. $0.2 - 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$ at problemene kan vise seg. Foreløpig kjenner man ikke godt til slike tilfeller.

Kommentarer rundt en mulig «overkalking» er presentert tidligere (Nilssen & Wærvågen 2001b). «Overkalking» foretas for å redusere negative effekter av episodisk forsuring. En annen metode for å redusere disse, er å foreta kalking av hele nedslagsfeltet med kalk eller dolomitt (Hindar et al. 1996, 1997, SNV 2000). Dette fører til at episodenes styrke avtar og innsjøene får et mer stabilt kjemisk miljø.

Med kalking innenfor verdiene $1-3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [\text{Ca}^{2+}]$, som er vanligst i Norge, kan det til nå ikke observeres skadevirkning på f.eks. så viktige organismer som dyreplankton (Fig. 4-5). Imidlertid bør man ikke helt slippe denne problemstillingen, hvis en foretar sterk kalking i utraoligotrofe områder.

5.1.3. KALKING OG BIOLOGI - BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING

Over hele landet kommer organismelivet tilbake etter kalking, og den fisken som ikke kommer tilbake blir satt ut - etter søknad til fylkesmennene. Kalking har bedret forholdene i store deler av Sør-Norge, hvor forsuring hadde ødelagt en rekke fiskepopulasjoner. Det er stor forskjell på at fisk ikke finnes i vannene, og det nå er mulig igjen å fange fisk. I tillegg har også kalking vært et tilskudd av viktige kationer, som kalsium og magnesium. Kalkingen har betydd svært mye positivt for lokalbefolkningen i store deler av i Norge og Skandinavia. I tillegg til de positive effektene av kalking, er det også noen negative, som ikke alltid er like kjent, og vil bli presentert her.

De viktigste bi-effekter av kalking er at innsjøene og elvene etter forholdsvis få år får svært tette bestander av tidligere fiskearter, som abbor, karpefisk som mort, og i noen geografiske områder ørret (i Sør og Vest Norge). Det kan imidlertid være viktig å kjenne til forholdene tidligere i dette området, før man gir all skyld til bedrede reproduksjonsforhold som følge av kalking.

De fleste lavereliggende strøk av områdene rundt Oslofjorden, hadde ørret av dårlig kvalitet og full av parasitter (f eks Dannevig 1938). De samme forholdene var det for abbor, selv om denne hadde bedre kvalitet enn ørreten (f eks Dannevig 1938). De aller fleste abborvann var overbefolket. Det var derfor bare høyere opp i fjellområdene at sportsfiskere kunne vente å få fisk (ørret) av noe størrelse og kvalitet.

En viss nøkternhet bør derfor gjøres gjeldende når en betrakter innsjøer som har vært utsatt for sur nedbør en rekke tiår. De som ligger høyt til fjells var virkelig gode ørretvann (Dannevig 1938, Sømme/Jensen 1948), mens de som lå nede i lavlandet sannsynligvis ikke var det, hvis de ikke ble hardt fisket (Dannevig 1938). Og de «normale», tidligere abborvann – hadde alltid en tendens til å være overbefolket (Dannevig 1938).

Hindar et al. (1989) viste at fisketettheten i forhold til næringsgrunnet var helt avgjørende for effekten av kalking på produksjon av fisk. Var det allerede for mange fisk, ville kalking bare forsterke effekten av overbefolkning. Hindar et al. (1989) mente videre at dette skyldes at god vannkvalitet kombinert med et allerede sterkt presset næringsgrunnlag førte til økt konkurranse om maten som fantes, og energiforbruket økte uten at matinntaket ble særlig større.

Det er forholdet mellom næringsdyr og antall fisk som bestemmer hvordan fisken skal se ut; om den skal være med høy kondisjonsfaktor og lite hode, eller tynn med stort hode. Det rapporteres stadig oftere at kalkede innsjøer har blitt overbefolkede, enten av ørret eller abbor (Christensen 1995, 1997, Forseth et al. 1997).

Overbefolkning av kalkede vann er nå blitt et så stort problem i deler av Norge at større deler av kalkingsbudsjettene burde brukes til studier av dette. Som beskrevet i «Ørretboka» (Sømme/Jensen 1948) og i Jensen (1972), er det en rekke fisketiltak som kan igangsettes for å bedre slike forhold, og de har kun én ting felles: *de er betydelige mer tids- og ressurskrevende enn å transportere og spre ut kalk.*

Når det gjelder forvaltning av abborvann, er det betydelig vanskeligere å foreta seg noe (Dønnum 2000, Linløkken & Seeland 2001), men store ruser har blitt utviklet i som egner seg godt til utfiske av tette populasjoner (Mjaaland 2001).

Karpefiskene er de mest følsomme i Norge når det gjelder fysiologisk forhold til surt vann. Generelt har det vært lite karpefisk i områdene som har vært omfattet av forsuring og kalking i Oslo og Akershus, bortsett fra kanskje mort og ørekyte. Ørekyte er en fryktet fisk i ørretvann, spesielt fordi den er i stand til å bebo høyfjellslokalteter, øverst i store vassdrag, og spre seg nedover.

Mange av innsjøene og elvene hvor ørret og laks settes ut etter at artene har vært totalt borte, er opprinnelig næringsfattige (oligotrofe) systemer med tilhørende lav produksjon av næringsdyr for

fisk. I tillegg er morfologien til de fleste innsjøene slik at litoralsonen generelt er fattig på organismer. I utgangspunktet vil derfor slike type innsjøer produsere lite næringsdyr for fisk som ørret (Sømme/Jensen 1948, Borgstrøm & Hansen 1987). Når store mengder ørret settes ut, vil det etter kort tid observeres at tidligere akkumulert næring beites ned (Dannevig 1938, Raddum et al. 1979). Ørreten vil etter kort tid (når den akkumulerte føden er konsumert) være liten og ha dårlig kondisjon, inneholde mye parasitter og være lite attraktiv for sportsfiske.

Ørreten benytter sine første stadier til å beite på næringsdyrene i bekkene og utløpsoset til innsjøene, i motsetning til abboren. Abbor gyter i selve vannet, og er meget fruktbar (målt i antall egg per hunn). Forskning tyder på at årets yngel (såkalt 0⁺) av abbor har en enormt sterk innflytelse på innsjøenes organismesamfunn, til og med sammenlignbart med karpefisk (Nilssen & Wærvågen 2002a). Abboren er derfor konkurransemessig sett en meget negativ art for å oppnå eller opprettholde en god og fiskbar populasjon av ørret (Sømme/Jensen 1948). Ønsker en derfor å utvikle attraktive innsjøer for bruk av lokalbefolkning eller i reiselivssammenheng, bør storstilt kalking av abborvann unngås. Artens ekstreme evne til å danne tusenbrødre, koblet med den nåværende ikke-intensive bruk av mennesker, gjør at mange slike innsjøer blir uten fiskeinteresse for lokalbefolkningen. De er selvfølgelig viktige som økosystemer isolert sett, men abborvann i Sør-Norge, Norden og Europa er ekstremt tallrike. Dessuten er relativt få av dem sterkt berørt av forsuring, så det synes ikke økologisk eller samfunnsmessig forsvarlig å kalke flere av dem. Ett unntak er hvor en ønsker å bevare meget spesielle kombinasjoner av innsjøsystemer, annen biogeografi og abbor. Dessuten bør det legges til at man endog i sure økosystemer, der man trodde at abbor var utdødd, etter kort tid sitter igjen med tusenbrødre etter kalking. Derfor kan midlene fra kalkingsaktiviteten brukes på de for mennesker mer «verdifulle» kombinasjoner av arter. Overtetthet av abbor har nå blitt et stort problem i kalkede områder, både mht gode fiskemuligheter og fare for redusert biologisk mangfold.

Lokalsamfunnet er blitt en betydelig dårligere forvalter av abbor- og ørretvann enn sammenlignet med forholdene før i tiden da matauk var nødvendig. Tidligere ble det utøvet et intensivt fiske; både på ørret og abbor. Derfor må alle involverte parter innen dagens kalkingsstrategi ta disse forholdene alvorlig. Det er foretatt en rekke undersøkelser av fisk etter kalking. Som regel er veksten rask like etter at yngel eller ungfisk er satt ut, og synker deretter (Svælv & Matzow 1985, Kleiven et al. 1989, 1990, Kleiven & Håvardstun 1997).

Som tidligere forklart er det ingen klar årsak-virknings forhold mellom viktige kjemiske parametre i innsjøene og fiskebiomasse (Havens 1999). Det betyr at hvis målet for «recovery» er et høyest mulig fiskebiomasse i god kondisjon i Oslo og Akershus, er det derfor ikke klart om dette blir best oppnådd med kalking, gjødsling eller en kombinasjon av dette (Brettum et al. 1984, Havens & Karlson 1998, Havens 1999).

5.1.4. REETABLERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER GJENNOM NATURLIGE PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEEGG I SEDIMENTET

Mange arter som raskt kommer til syne i ferskvann som kalkes har effektive spredningsstadier, f.eks. insekter gjennom luft som adulte stadier (Bilton et al. 2001). Imidlertid har en rekke arter/grupper hvilestadier i sedimentet, som f.eks.: *Daphnia longispina*-gruppen, *Heterocope*-artene, litorale Cladocera, mange Copepoda (spesielt Calanoida) og de fleste Rotatoria. Disse hvilestadiene har ulik avslutning på sin dispause (Hairston & Cáceres 1996). Noen har meget kort levetid og kommer ut fra hvilestadiene året etter de har gått inn, som cyclopoide Copepoda. De blir således ikke mer enn ett år gamle.

Noen arter har imidlertid hvilestadier som kan være begravet i sedimentet i flere tiår, og kanskje til og med hundre år: Rotatoria og enkelte Cladocera (Yan et al. 1996, Cáceres 1997, 1998, Hairston et al. 1995). Disse hvilestadiene kan således være en kilde til reetablering og spredning av pelagiske arter og mikrobentos i mange tiår (Nilssen & Wærvågen 2002b). En rekke bentiske arter har effektive spredningsstadier via luft ved sine voksne stadier (Bilton et al. 2001). Arter som har hele sin livssyklus i vann, har store problemer med spredning til kalkede, og tidligere sterkt sure vann, bekker og elver. Slike grupper kommer bare langsomt tilbake til kalkede, tidligere sure lokaliteter (Kroglund et al. 1994). I noen typer kalkede vann (Eriksson 1979) har det blitt mer fugl (f.eks. andefugl), som kan tjene som spredningsvektorer for ulike arter (Charin & Tascilin 1953, Proctor 1964, Mellors 1975).

5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS

5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR

Etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter er avgjørende for overvåkning av norsk natur. Hvis det ikke opprettholdes et betydelig antall referanselokaliteter upåvirket av kalking, vil det være umulig å fastslå om et område oppnår en naturlig forbedring av økologiske forhold. En rekke lokaliteter er nå kalket. I noen kommuner og fylker er et så stort antall innsjøer og elver/bekker kalket, at det er problematisk å finne lokaliteter som kan fungere som referanselokaliteter. NIVA har en overvåkningsserie som er ment som et kjemisk og økologisk referansemål for den generelle utvikling i norske innsjøer og elver/bekker. I denne serien inngår ca 200 lokaliteter.

Det er viktig at lokale grunneiere og kalkingsrepresentanter på den ene siden og fylket på den andre blir enige om hvilke lokaliteter som skal fungere som referanselokaliteter eller «klimamålere» i området. Videre kan man i større grad isolere hendelser rundt kalking av vann fra «normale» klimaepisoder. Den spesielle virkningen humusstoffene har til å immobilisere tungmetaller, som ofte øker i mengde ved forsuring, er ofte avgjørende for økosystemene. Humussjøer er derfor ideelle habitater for å fastslå langtidsinnflytelse av høy og episodisk

forsuring på akvatisk liv uten tilleggseffekten av forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller, men få forskere har gjort bruk av denne muligheten (Collier et al. 1990).

5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER

Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på biologisk mangfold i kalkfattige og naturlig sure områder, fordi bevaring av det ferskvannsbiologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkningsvirksomheten. Dagens intensive kalkingsaktivitet er i ferd med å gjøre denne oppgaven umulig, spesielt hvis langsiktige refereranselokaliteter ikke får utvikle seg i fred. Kalkfattige og næringsfattige vassdrag er svært vanlige og vidt utbredt i Skandinavia, mens dette er en truet og sjelden naturtype ellers i Europa. Vi har derfor et internasjonalt ansvar å ta vare på våre naturlige kalkfattige lokaliteter («soft-waters») (Brandrud 1999). Kalking har som mål å stoppe den negative utviklingen og hindre tap av mangfold. Langsomt begynner man å få data som tyder på at kalkingen og naturlige forbedringer fører til reetablering av forsuringfølsomme arter, spesielt der hvor det foreligger nære refugier (ikke-forsurede restforekomster). I tillegg til kalkingen er det derfor viktig å kartlegge nye refugier og båndlegge refugier i de mest utsatte regionene.

Det er viktig å være klar over at økosystemenes reaksjon på forsuring ikke er lineære, og derfor ikke kan bli beskrevet i enkle «dose-respons» funksjoner. Langtidsstudier av forsurede lokaliteter har derimot vist at viktige økosystemreaksjoner som følge av surt nedfall er sterkt ikke-lineære. Det er også voksende forståelse for tilstedeværelsen av kritiske terskler eller positive feed-backs ved bestemte kjemiske konsentrasjoner i systemet, hvor prosesser raskt bringer systemet bort fra en tidligere likevekt. Ett av de viktigste inntreffene når fiskeyngel ikke lenger klarer å vokse opp i lokaliteten på grunn av for sur vannkvalitet, og fiskens rolle som predator overtas av invertebrate grupper. Dessuten er det en rekke subletale effekter i økosystemer som er utsatt for surt nedfall, og forskerne innser i økende grad at noen komplett «recovery» av akvatiske økosystemer ikke vil forekomme før disse subletale effektene blir kraftig minimert. Noen av disse er knyttet til de sure episodene, ofte ved vårsmelting og vedvarende høstregn. Sure episoder med etterfølgende biologiske (ofte kryptiske = skjulte) effekter er i flere geografiske områder mer ødeleggende enn kronisk og stabil forsuring. Det siste er definert som en permanent kjemisk tilstand under $\text{pH} = 4.7$, samtidig med høye inorganiske aluminiumskonsentrasjoner.

Kalkingsvirksomheten har inntil nylig hovedsakelig befattet seg med spredning av kalk for å motvirke videre forsuring. Denne undersøkelsen har vist at dette er viktig, siden området fortsatt er sterkt påvirket av surt nedfall. Utsetting av fisk, økosysteminteraksjoner og forvaltningsstrategier av kalkede lokaliteter har vært gitt mindre oppmerksomhet. Disse forholdene bør behandles med større faglig dybde og med det detaljeringsnivået som er nødvendig. I større grad bør kalkingsvirksomheten nå befatte seg med hele økosystemet. I tillegg bør det også kunne diskuteres om noen av innsjøene bør kunne gjødsles eller gjødsles/kalkes.

6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER

AbelSenteret i Gjerstad har i samarbeid med Høgskolen i Hedmark igangsatt evaluering av et utvalg av gjennomførte kalkingstiltak i fylket for miljøvern avdelingen hos fylkesmannen i Oslo og Akershus. Etter hvert som kalkingsaktivitetene har økt i omfang, var det framkommet et behov for vitenskapelig vurdering av biologiske og kjemiske effekter av innsatsen. Denne rapporten omhandler 32 innsjøer (kalkede- og referanseinnsjøer) i Oslo-Østmark og kommunene Asker, Nesodden, Nannestad, Eidsvoll, Aurskog-Høland i Akershus. I tillegg foretas en oppsummering av relevante og tilgjengelige historiske data i det geografiske området som dekkes av undersøkelsen. I undersøkelsesområdet finnes fortsatt noen få forsurede og ukalkede innsjøer. Innsjøene i Oslo og Akershus er vanligvis ikke av den kroniske sure typen som i store deler av Telemark og Agder.

Forfatterne takker følgende personer og organisasjoner: Fylkesmannen i Oslo og Akershus ved førstekonsulent Terje M. Wivestad for data, fremstilling av kart (Fig. 2-1) og opplysninger, og konsulent Jørn Enerud for data og opplysninger om biologiske forhold i vassdragene, og Helge B. Pedersen i Akershus jeger- og fiskeforening for data og opplysninger. Fig. 4-1 til Fig. 4-4 er basert på data som tilhører fylkesmannen i Oslo og Akershus.

7. LITTERATURHENVISNINGER

- Adrian., R. & Deneke, R. 1996. Possible impact of mild winters on zooplankton succession in eutrophic lakes of the Atlantic European area. *Freshwater Biology* 36: 757-770.
- Almer, B., Dickson., W, Ekström., C. & Hörnström, E. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. pp: 271-311. In: J.O. Nriagu (ed): *Sulfur in the environment: Part II Ecological impacts*. J. Wiley & Sons, Inc.
- Andersen, R. & Nilssen, J.P. 1984. Mechanisms of co-existence of *Heterocope saliens* (Crustacea, Copepoda) and planktivorous fish. *Fauna nor.Ser A* 5: 31-36.
- Battarbee, R.W., Mason, J., Renberg, I. & Talling, J.F. (eds) 1990. Paleolimnology and lake acidification. *Phil.Trans.R.Soc.London. B* 327: 223-445.
- Bertelsen, A., Olerud, S. & Sigmond, E.M.O. 1996. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart OSLO 1 : 250000. Norges Geologiske Undersøkelse.
- Bilton, D., Freeland, J.R. & Okamura B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 32: 159-181.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. 1987 (red). *Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning*. Landbruksforlaget. 347 s.
- Brakke, D.F. 1980. Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in the SNSF sediments. III. Cladoceran community and stratigraphy. pp: 272-273 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). *Ecological impacts of acid precipitation*. SNSF-project. Ås-NLH.
- Brandrud, T.E. 1999. Målsetting for kalkingsvirksomheten. Er målet om restaurering og vern av biologisk mangfold realistisk og riktig? Foredrag 1. Foredrag fra svensk-norsk seminar om sur nedbør og kalking. Kristiansand 1.-3. September 1998. DN-notat 1999/5.
- Brandrud, T.E., Halvorsen, G., Lindstrøm, E.-A., Raddum, G.G., Brettum, P., Dolven, D., Halvorsen, G.A., Schnell, Ø.A., Sloreid, S.-E. & Walseng, B. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-Utredning 1999/9: 1-126.
- Brittain, J.E. & Økland, B. 1900. Bunnundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romerikssåsene. LFI-Rapport 124: 1-22 (English summary).
- Brett, M.T., 1989. Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water Air Soil Pollut.* 44: 387-414.
- Brettum, P. & Løvik, J.E. 2002. Overvåkning i 2001 av vannkvaliteten i Puttjernene og Puttjernsbekken i Østmarka. NIVA-Rapport 4480/2002: 1-67 (English summary).
- Brettum, P., Kroglund, F., Nilssen, J.P., Sandøy, S., Skov, A. & Wærvågen, S.B. 1984. Eksperimentelle innhegningsforsøk i Gjerstad, Aust-Agder. Et forsøk på alternativ behandling av sure vann. Kalkingsprosjektet. Rapport 25/85:1-78.
- Baalsrud, K., Hindar, A., Johannesen, M. & Matzow, D. 1985. Kalking av surt vann. Kalkingsprosjektet Sluttrapport. Miljøverndepartementet. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Oslo. 145s.
- Cáceres, C.E. 1997. Temporal variation, dormancy, and coexistence: A field test of the storage effect. *Proc.Natl.Acad.Sci. USA.* 94: 9171-9175.
- Cáceres, C.E. 1998. Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79: 1699-1710.
- Carpenter, S.R., Fisher, S.G., Grimm, N.B. & Kitchell, J.F. 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 23: 119-139.
- Charin, N.N. & V.A. Tascilin. 1953. The food of ducks and their influence upon waterbiocoenoses. *Zool.Zh.* 32: 1251-1258 (på russisk, oversatt til svensk av T. Jansson).
- Christensen, G.N. 1995. Kalking – en undersøkelse av fire prosjekt i Vestfold, 1993. Rapport nr. 01/95: 1-52.
- Christensen, G.N. 1997. Kalking – en undersøkelse av 6 prosjekter i Vestfold, 1996. Rapport nr. 01/97: 1-67.
- Collier, K.J., Ball, O.J., Graesser, A.K., Main, M.R. & Winterbourn, M.J. 1990. Do organic and anthropogenic acidity have similar effects on aquatic fauna? *Oikos* 59: 33-38.

- Dannevig, A. 1938. Ferskvannsrørretten på Sørlandet. P.M. Danielsens forlag. Arendal.
- Dervo, B.K., Garnås, E. & Tysse, Å. 1998. Lokale kalkningsmidler i Buskerud og effekter på fritidsfiske fra 1989-1997. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 6/1998: 1-29.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. pp. 75-83 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995a. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. Forkortet utgave. DN-rapport 1995-2.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995b. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. DN-rapport 1995-8.
- Dons, J.A. & Jorde, K. 1978. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart SKIEN 1 : 250 000. Norges geologiske undersøkelse.
- Drabløs, D. 1980. Referansenøkkel for forskningsaktiviteter og feltobservasjoner 1972-1979. SNSF-prosjektet. Oslo-Ås. 53 s. (+ to vedlegg).
- Dønnum, B.O. 2000. Utfisking i tette bestander av abbor og mort. Seminarforedrag. Foreløpig utgave.
- Dønnum, B.O. 2002. Mangel på "overtette" ørretbestander. pH-status nr. 4/2002. s. 20.
- Eie, J.A. 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). *Norw.J.Zool.* 22: 177-205.
- Einsle, U. 1975. Revision der Gattung Cyclops s.str., speziell der abyssorum-gruppe. *Mem.Ist.Ital.Idrobiol.* 32: 57-219.
- Einsle, U. 1993. Crustacea, Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. Gustav Fischer Verlag.
- Enerud, J. 2000. Prøvefiske i kalkingslokaliteter i Oslo og Akershus i 1996-1999. FM-Oslo og Akershus. Rapport 3/2000: 1-51.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatments of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- Eriksson, M.O.G. 1979. Competition between freshwater fish and goldeneye *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oecologia* 41: 99-107.
- Eriksson, M.O.G., Henrikson, L., Nilssen, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H.G. & Stenson, A.E. 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9: 248-249.
- Flößner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea; Kiemen-Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Flößner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publ.. Leiden. 428s.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer – vedleggsrapport for de enkelte innsjøene. NINA-Oppdragsmelding 509: 1-232.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2000. Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 45: 1058–1066.
- Gerten, D. & Adrian, R. 2001. Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. *Limnology and Oceanography* 46: 448–455.
- Guma'a, S.A. 1978. The food and feeding habits of young perch, *Perca fluviatilis*, in Lake Windermere. *Freshwat.Biol.* 8: 177-187.
- Hairston, N.G. jr. & Cáceres, C.E. 1996. Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process. *Hydrobiologia* 320: 27-44.
- Hairston, N.G. jr., Van Brunt, R.A., Kearns, C.M. & Engstrom, D.R. 1995. Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* 76: 1706-1711.

- Halvorsen, G. (red). 1996. Konsekvenser for kalking i skog og vatn. Bø i Telemark 14.-15. November 1995. Seminarrapport. Norsk limnogforening. 143s.
- Halvorsen, G., Storeid, S.-E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Havens, K. 1999. Correlation is not causation: a case study of fisheries, trophic state and acidity in Florida (USA) lakes. *Environ.Pollut.* 106: 1-4.
- Havens, K. & Carlson, R.E. 1998. Functional complementarity in plankton communities along a gradient of acid stress. *Environ.Pollut.* 101: 427-436.
- Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278: 542-545.
- Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters – large scale titration. pp. 68-74 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Henriksen, A. & Andersen, S. 1982. Forsuringssituasjonen i Oslomarkas vann. NINA-Rapport F 459: 1-40.
- Henriksen, A. & Hindar, A. 1997. Tålegrenser for forsuring av overflatevann – et nyttig begrep? *Vann* 32: 219-234.
- Henrikson, L. & Brodin, Y. (eds) 1995. Liming of acidified surface waters. Springer Verlag. Berlin
- Henrikson, L. & Oscarson, H.G. 1981. Corixids (Hemiptera - Heteroptera), the new top predators in acidified lakes. *Verh.int.Verein.Limnol.* 21: 1616-1620.
- Henrikson, L. & Oscarson, H.G. 1984. Lime influence on macro-invertebrate zooplankton predators. *Rep.Inst.Freshwat.Drottningholm* 61: 93-103.
- Herbst, H.V. 1962. Blatfusskrebse. Kosmos-Verlag. Kranckh.-Stuttgart. 130 s.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28: 112-117.
- Hindar, A. 1997. Liming of acidified surface waters-strategies and effects. Dr. philos. thesis, University of Oslo.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1983. Årsrapport 1980/81. Kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 6/83, 101 s. + IV appdikts.
- Hindar, A. & Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, southern Norway, in relation to postglacial marine deposits. E-88411, NIVA. Acid Rain Research, report 21/1990. 47 p.
- Hindar, A. & Henriksen, A. 1994. Kalkingsstrategier basert på naturens tålegrenser - Tovdalsvassdraget som eksempel, s. 106-113. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat nr. 1994-14.
- Hindar, A., Barlaup, B., Aatland, Å., Raddum, G.G. & Kleiven, E. 1989. Store Hovvatn. s: 19-29 I: Kleiven, E. (red): Kalkingsvirksomheten i 1987. DN-rapport nr. 6-1989.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A., & Høgberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Røyneilandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 985-993.
- Hindar, A., Norgaard, E., Nilsen, P., Høgberget, R. & Wright, R.F. 1997. Whole catchment application of dolomite to an acidified forest ecosystem in Gjerstad, southern Norway. NIVA-report, E-98425, Acid rain res.rep 50/1999: 1-89.
- Hindar, A., Henriksen, A., Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1998. Critical load concept to set restoration goals for liming acidified Norwegian waters. *Restaurat.Ecol.* 6: 353-363.
- Hobæk, A. & Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-project, IR, 75/80: 1-132.
- Hurrell, J.W. & Van Loon, H. 1997. Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climate Change* 36: 301-326.
- Hörnström, E. & Ekström, C. 1983. pH-, närings- och aluminiumeffekter på plankton i västkustsjöar. *Rep.Statens Naturvårdverk PM 1704*: 1-124.

- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish West Coast lakes under acidic and limed conditions. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 50: 688-702.
- Jensen, K.W. 1972. Drift av fiskevann. Fisk og fiskestell. Dir. jakt, viltstell og ferskvannfiske. Småskrift nr 5/1972.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og littorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. *Cand.real., Univ. Oslo.*
- Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J. Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E. & Walseng, B. 1999. Store Fintjenn i Aust-Agder. Vannkjemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år med kalking. NIVA-rapport 4046. 74 s.
- Keller, W. & Yan, N.D. 1998. Biological recovery from lake acidification: zooplankton communities as a model of patterns and processes. *Rest.Ecol.* 6: 364-375.
- Keller, W., Gunn, J.M. & Yan, N.D. 1999. Acid rain – perspectives on lake recovery. *J.Aquat.Eco.Stress Recovery* 6: 207-216.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. *Die Binnengewässer*, 26/2: 1-343.
- Kirchner, J.W. & Lydersen, E. 1995. Base cation depletion and potential long-term acidification of Norwegian catchments. *Envir.Sci.Technol.* 29: 1953-1960.
- Kleiven, E. & Håvardstun, J. 1997. Fiskebiologiske effekter av kalking i 50 innsjøer. NIVA-rapport, l.nr. 3765-97. 174 s.
- Kleiven, E., Kroglund, F. & Matzow, D. 1989. Abborren i Store Fintjenn, Aust-Agder, før og etter kalking. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 11-1989: 1-36.
- Kleiven, E., Aase, B.M., Skjelde, A. & Lande, A. 1990. Fiskeribiologisk undersøkning i Vegår etter kalking. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1990-6: 1-32.
- Kratz, T.K., Frost, T.M. & Magnusson, J.J. 1987. Inferences from spatial and temporal variability in ecosystems: Long-term zooplankton data from lakes. *Am.Nat.* 129: 830-846.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M. Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN – Utredning 1994/10: 1-98.
- Linløkken, A. & Seeland, P.A.H. 2001. Fangsteffektivitet ved utfisking av garn i sju bestander av abbor og mort i Hedmark, Norge og Jämtland, Sverige. Høgskolen i Hedmark, Notat nr 6/2001: 1-33s.
- Lydersen, E. & Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? SNV Rapport 5074.
- Løvik, J.E. 1988. Planktoniske og littorale småkreps i forsura vatn i Oslomarka. NIVA-Rapport F 522: 1-48.
- Mellors, W.K. 1975. Selective predation of ephippial *Daphnia* and the resistance of ephippial eggs to digestion. *Ecology* 56: 974-980.
- Mjaaland, P. 2001. «Opprensk med fiskeruse». Agderposten 13 juni 2001.
- Moldan, F. et al. 2001. Long-term changes in acidification and recovery at nine calibrated catchments in Norway, Sweden and Finland. *Hydrol.Earth System Sci.* 5: 339-349.
- Nilssen, J.P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. *Int.Revue ges.Hydrobiol.* 65: 177-207.
- Nilssen, J.P. 1984. An ecological jig-saw puzzle: reconstructing aquatic biogeography and pH in an acidified region. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 138-147.
- Nilssen, J.P. 2003. "The acid jump": life histories and habitat distribution of zooplankton in acidic lakes with predation dominated by fish or invertebrates. Ms. To be submitted.
- Nilssen, J.P. & Larsson, P. 1980. The systematical position of the most common fennoscandian *Bosmina* (*Eubosmina*). *Z.zool.Syst.Evolut.-forsch.* 18: 62-68.
- Nilssen, J.P. & Sandøy, S. 1990. Recent lake acidification and cladoceran dynamics: surface sediment and core analysis from lakes in Norway, Scotland and Sweden. *Phil.Trans.R.Soc.Lond.B* 327, 299-309.

- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2000. Superficial ecosystem similarities vs autecological stripping: the «twin species» *Mesocyclops leuckarti* (Claus) and *Thermocyclops oithonoides* (Sars) – seasonal habitat utilisation and life history traits. *Journal of Limnology* 59: 79–102.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001a. Den nylige spredning av gjedde og karpfisk i Sør-Norge relatert til tap av biologisk mangfold, Norges ansvar for bevaring av sårbare biotoper og lokalbefolkningens historiske bruk av ferskvannene. Fagutredning, AbelSenteret, Prosjekt 2001/3: 1-41.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001b. Kjemisk og biologisk «recovery» av forsurede innsjøer i Aust-Agder. Kalkede vann og referansevann i 1999 og 2000. Fylkesmannen i Aust-Agder, Rapport 2-2001: 1-80.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001c. Biologiske og kjemiske undersøkelser av kalkede vann og referansevann i Vestfold 2000. Landbruksavd., Fylkesmannen i Vestfold, Rapport 1-2001: 1-45.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2001d. Kalkede vann i Buskerud 1999/2000. Analyse av biologisk «recovery». Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen, Rapport 1-2001: 1-47.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002a. Intensive fish predation: an obstacle to biological recovery following liming of acidified lakes? *J.Ecosyst.Stress Recovery* 9: 73-84.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2002b. Recent re-establishment of the key species *Daphnia longispina* and cladoceran community following chemical recovery in a strongly acid-stressed region in southern Norway. *Arch.Hydrobiol.* 153: 557-580.
- Nilssen, J.P. og Wærvågen, S.B. 2002c. Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Aust-Agder 2001. En analyse basert på innsjøtypologi og pelagiske bioindikatorer. Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2 – 2002. 55s.
- Nilssen, J.P. og Wærvågen, S.B. 2002d. Kalkede vann i Buskerud 2001. Analyse av biologisk «recovery». Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1 – 2002. 47s.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2003. Ecological distribution of pelagic copepods and species relationships to acidification, liming and natural recovery in a boreal area. *Journal of Limnology* 62: 97–114.
- Nilssen J.P., Østdahl T. & Potts W.T.W. 1984a. Species replacements in acidified lakes: physiology, predation and competition? *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 148-153.
- Nilssen J.P., Potts W.T.W. & Østdahl T. 1984b. Fysiologi til zooplankton under forsurening og kalking. Rapp. Kalkningsprosjektet 11-1984: 1-32.
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. Univ. Uppsala. Klottenprosjektet Rep. no. 6: 1-97.
- Nyberg, P., 1984. Impact of Chaoborus predation on planktonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 154-166.
- Nyman, H.G., Oscarson, H.G. & Stenson, J.A.E. 1985. Impact of invertebrate predators on the zooplankton composition in acid forest lakes. *Ecol.Bull (Stockh.)* 37: 239-243.
- Odén, S. 1976. The acidity problem – an outline of concepts. *Water Air Soil Pollut.* 6: 137-166.
- Pejler, B. 1975. On long-term stability of zooplankton composition. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 54: 107-117.
- Pedersen, H.B., Oppegård, B. & Wilberg, J.H. 1990. Aksjon - 88. Forsuringsituasjonen i Akershus. FM-Oslo og Akershus. Rapport. 84s. + vedl.
- Pontin, R.M. 1978. A key to British freshwater planktonic Rotifera. *Freshwat.Biol.Assoc.Scient.Publ.* 38: 1-178.
- Potts, W.T.W. & Fryer, G. 1979. The effect of pH and salt content on sodium balance in *Daphnia magna* and *Acantholeberis curvirostris* (Crustacea: Cladocera). *J.comp.Physiol.* 129, 289-294.
- Proctor, V.W. 1964. Viability of crustacean eggs recovered from ducks. *Ecology* 45, 656-658.
- Raddum, G.G., Jastrey, J., Rosseland, B.O. & Sevalrud, I. 1979. Vannteger i Sør Norge og deres betydning som fiskeføde i vann med ulik pH. SNSF-Projekt, IR 50/79: 1-41.

- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, J. 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.
- Rise, G. 1987. En regional undersøkelse av 56 innsjøer i Oslo Østmark. Naturlige og antropogene kilder til spormetaller og forurensningsparametre. Cand.scient., UiO, 156s.
- Rise, G., Hongve, D., Gabestad, H. & Krogstie, H.A. 2000. Recovery of acidified lakes in Østmarka, Norway. *Verh.Int.Verein.Limnol.* 27: 2480-2483.
- Roff, J.C. & Kwiatkowski, R.E. 1977. Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. *Can.J.Zool.* 55: 899-911.
- Runn, P., Johansson, N. & Milbrink, G. 1977. Some effects of low pH on the hatchability of eggs of perch, *Perca fluviatilis* L. *Zoon* 5: 115-125.
- Ruttner-Kolisko, A. 1972. Rotatoria. Die Binnengewässer. XXVI (1): 99-234.
- Rylov, W.M. 1963. Freshwater Cyclopoida. Fauna of the USSR. Crustacea. III (3). Israel progr. for scient.trans. 318 pp.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987a. Life cycle dynamics and vertical distribution of *Heterocope saliens* (LILLJ.) in two anthropogenic acidic lakes in southern Norway. *Arch.Hydrobiol.* 110: 83-99.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987b. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. *Arch.Hydrobiol. Suppl.* 76: 236-255.
- Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 4: Copepoda Calanoida. Bergen Museum, 1903. 171 pp.
- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. Vol. 6: Copepoda Cyclopoida. Bergen Museum, 1918. 225 pp.
- Sars, G.O. 1993 (Christiansen, M., Eie, J.A., Halvorsen, G., Hobæk, A. & Larsson, P)(eds). On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. John Grieg Production A/S. Bergen. 159pp. + Plates.
- Sarvala, J. & Halsinaho, S. 1990. Crustacean zooplankton of Finnish forest lakes in relation to acidity and other environmental factors. pp:1009-1027 In: Kauppi (ed) Acidification in Finland. Springer-Verlag Berlin.
- Schartau, A.K.L. 1986. Vertikalfordeling og vertikalmigrasjon hos flercellet zooplankton i Skjennungen, Oslo kommune, sett i relasjon til konkurranse og føde. Cand.scient, UiO, 144s.
- Schindler, D.W. et al. 1991. Comparisons between experimentally- and atmospherically-acidified lakes during stress and recovery. *Proc.Royal Soc. Edinburgh* 97B: 193-226.
- Skadovsky, S.N. 1926. Über die aktuelle Reaktion der Süßwasserbecken und ihre biologische Bedeutung. *Verh.int.Verein.Limnol.* 3: 109-144.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B.A., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A.K. 1997. Regional lake survey in Norway – autumn 1995. A survey of the water chemistry of 1500 lakes. Report no. 3613-97.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Henriksen, A. 1998. Norwegian lakes show widespread recovery from acidification; results from national surveys of lakewater chemistry 1986-1997. *Hydrol.Earth System Sci.* 2: 555-562.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A. & Andersen, T. 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999.
- Skjeseth, S. 1981. Geologi. s. 58-80 i: Mamen, H.C. (red): By og bygd i Norge. Akershus. Gyldendal, Oslo.
- Snekvik, E., 1974. Om surt vann og ferskvannsfisk. Klipp fra fiskeriinspektørens årsmeldinger i årene 1915 - 1961. Direktoratet for vilt og ferskvannfiske. Ås-NLH.
- SNV (Statens Naturvårdsverk) 2000. Kalkning på 2000-talet. Rapport 5086/2000.
- Stenson, J.A.E., 1981. The role of predation in the evolution of morphology, behaviour and life history of two species of *Chaoborus*. - *Oikos* 37: 323-327.
- Stenson, J.A.E., 1990. Creating conditions for changes in prey community structure by *Chaoborus* spp. in a lake in Sweden. - *Hydrobiologia* 198: 205-214.

- Stenson, J. & Svensson, J.-E. 1994. Manipulations of planktivore fauna and development of crustacean zooplankton after restoration of the acidified Lake Gårdsjön. *Arch. Hydrobiol.* 131: 1-23.
- Stoddard, J.L. et al. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* 401: 575-578.
- Sveälv, T. & Matzow, D. Studium av utplanterad öring i det pertielt kalkade Store Hovvatn, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 25/85: 1- 81.
- Sømme, I.D./revidert av Jensen, K. W. 1948. Ørretboka, 3dje utgave. Jacob Dybwads forlag. Oslo.
- Tollan, A. 1981. Annotated bibliography 1974-1980. SNSF-prosjektet. Oslo-Ås. 42 s.
- Voigt, M. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas (2. Auflage, Neuarbeitet von W. Koste). Gebruder Borntraeger. Berlin. 673s.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. 2000. Naturens återhämtning från försurning. SNV Rapport 5028. 98 s.
- Walseng, B. & Bongard, T. 2001. Invertebrateundersøkelser i kalkete og ukalkete deler av Lyngdalsvassdraget (1978-1998/99). NINA-Oppdragsmelding 707: 1-35.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995/6, 1-65.
- Wright, R.F. & Henriksen, A. 1978. Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. *Limnol.Oceanogr.* 23: 487-498.
- Wright, R.F., Harriman, R., Henriksen, A., Morrison, B. & Caines, L.A. 1980. pp. 248-249 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Wu, L. & Culver, D.A. 1992. Ontogenetic diet shift in Lake Erie age-0 yellow perch (*Perca flavescens*): A size related response to zooplankton density. *Can.J.Fish.Aq.Sci.* 49: 1932-1937.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002a. Effekter av kalking og naturlig restaurering av forsurede innsjøer i Oppland i 2001. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3/02. 60s.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2002b. Kjemiske og biologiske undersøkelser av kalkede vann og referansevann i Vestfold 2001. Fylkesmannen i Vestfold, landsbruksavdelingen. Rapport nr. 1/02. 52s.
- Wærvågen, S.W., Rukke, N.A. & Hessen, D.O. 2002. Calcium content of crustacean zooplankton and its potential role in species distribution. *Freshw. Biol.* 47: 1866-1878.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003a. Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. *Hydrobiologia*. In press.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003b. Ecological and abiotic control of pelagic rotifers in an acidic transition lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003c. Life histories and seasonal quantitative distribution of pelagic cladocerans in an acidic transition lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003d. Life history interactions and tradeoffs in an apparent homogeneous environment - Examples from free-living pelagic copepods (Crustacea, Copepoda) in an acidic lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003e. Niche structures and life history interactions of planktonic metazoans in an acidic lake. Ms to be submitted.
- Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003f. Kalkingeffekter og naturlig restaurering i Vestfold 2000-2002. Oppsummerende rapport. Landbruksavdelingen. Fylkesmannen i Vestfold. Rapport nr. 1 - 2003. 63 s.
- Yan, N.D., Walsh, P.G., Lin, H., Taylor, D.J. & Fillion, J.-M. 1996. Demographic and genetic evidence of the long-term recovery of *Daphnia galeata mendotae* (Crustacea: Daphniidae) in Sudbury lake following additions of base: the role of metal toxicity. *Can.J.Fish.Aq.Sci.* 53: 1328-1344.
- Ødegård, F.E., Pedersen, H.B. & Oppegård, B. 1994. Resultater fra prøvafiske på Romeriksåsene 1993. Akershus JFF-Rapport 1994: 1-48s. + vedlegg.

**VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING
TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS 2002.**

L.nr.	OBJEKTNAVN	NVE-nr.	KOMMUNE	KARTBLAD	UTM		HOH m	AREAL Innsjø km ²
					Øst	Nord		
1	Bondivann	5509	Asker	1814-1	580428	6632269	99	0,13
2	Semsvannet	5427	Asker	1814-1	579662	6636383	145	0,75
3	Store Sandungen	5402	Asker	1814-1	576230	6637806	319	0,64
4	Nordre Puttjern	5335	Oslo	1914-4	605754	6644072	275	0,01
5	Søndre Puttjern	5340	Oslo	1914-4	605585	6643739	278	0,01
6	Kroktjern	5359	Oslo	1914-4	605462	6642309	280	0,04
7	Hauktjern	5377	Oslo	1914-4	605477	6641014	244	0,02
8	Skjellbreia	5496	Oslo	1914-4	609127	6633377	214	0,04
9	Smalvann	5434	Oslo	1914-4	605423	6636579	242	0,03
10	Rundvann	5437	Oslo	1914-4	605096	6636371	242	0,02
11	Trollvannet	5440	Oslo	1914-4	605725	6636019	215	0,01
12	Sølvdobla	80378	Oslo	1914-4	605318	6635492	197	0,01
13	Tjernslitjernet	5587	Nesodden	1814-1	593819	6628683	110	0,02
14	Blekslitjernet	5529	Nesodden	1814-1	591541	6631690	103	0,20
15	Bråtadammen	5629	Nesodden	1814-1	589275	6625649	50	0,04
16	Stordammen	5001	Nannestad	1915-3	609695	6672715	222	0,10
17	Hornsjøen	4854	Nannestad	1915-4	609882	6687334	452	0,34
18	Storøyungen	5035	Nannestad	1915-3	605034	6670170	331	0,99
19	Rynestjern	3987	Eidsvoll	1915-1	619048	6699717	350	0,11
20	Holmtjernet	3864	Eidsvoll	1916-2	617311	6714088	483	0,21
21	Søndre Mortjern	3959	Eidsvoll	1915-1	617014	6703710	436	0,05
22	Store Byua	3976	Eidsvoll	1915-1	6184470	6701741	418	0,18
23	Vesle Byua	3972	Eidsvoll	1915-1	617942	6702689	422	0,09
24	Vardåstjernet	5033	Nannestad	1915-3	607658	6670957	415	0,03
25	Midtre Lembruvann	3184	Aurskog-Høland	2014-4	659008	6637115	260	0,09
26	Fleskevannet	3199	Aurskog-Høland	2014-4	656577	6633787	223	0,36
27	Floen	315	Aurskog-Høland	2014-4/2015-3	641326	6653133	179	2,04
28	Store Lyseren	3238	Aurskog-Høland	2014-4	655068	6629586	229	0,48
29	Lystjern	3228	Aurskog-Høland	2014-4	647644	6631104	228	0,15
30	Røytjern	3166	Aurskog-Høland	2014-4	646850	6640076	227	0,27
31	Holvannet	3259	Aurskog-Høland	2014-3/2014-4	644518	6626168	214	0,46
32	Lombergjern	3268	Aurskog-Høland	2014-3	647125	6625200	193	0,04

**VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING
TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I OSLO OG AKERSHUS 2002 (FORTSETTER).**

L.nr.	OBJEKTNAVN	DATO	pH	kond. µS/cm	ALK. µmol/l	Ca mg/l	Tot P µg/l	Pt mg/l	TM-Al µg/l	Um-Al µg/l	VANNKVAL. Innsjøklass.
				K ₂₅	µekv/l						
1	Bondivann	09.09.2002	7,92	210	1839	34,3	13,5	24	10	6	D1
2	Semsvannet	09.09.2002	7,79	87	814	14,6	4,4	29	21	11	D1
3	Store Sandungen	09.09.2002	7,25	36	255	5,0	3,3	17	2	1	D1
4	Nordre Pultjern	10.10.2002	6,45	41	215	4,9	6,5	67	39	4	A-E
5	Søndre Puttjern	10.10.2002	7,13	55	399	8,0	4,6	47	29	7	B-E1
6	Kroktjern	02.10.2002	6,70	34	153	4,4	3,3	78	45	4	A-E1
7	Hauktjern	02.10.2002	6,84	34	172	4,1	9,6	37	24	5	A-E1
8	Skjellbreia	10.10.2002	6,49	26	102	2,5	4,5	63	38	5	C1
9	Smalvann	02.10.2002	6,97	46	294	7,5	4,2	121	40	0	E2
10	Rundvann	02.10.2002	6,56	31	118	3,3	3,5	50	26	2	C2
11	Trollvannet	02.10.2002	6,61	38	213	4,7	2,7	40	19	0	C2
12	Sølvdobla	02.10.2002	6,47	41	256	4,8	25,3	105	34	2	E2
13	Tjernslitjernet	13.10.2002	6,53	61	257	6,0	12,8	79	36	3	C1
14	Blekslitjernet	13.10.2002	6,78	53	190	3,8	4,9	39	14	3	C1
15	Bråtdammen	13.10.2002	6,88	45	266	5,2	8,3	38	5	2	C2
16	Stordammen	03.09.2002	5,71	16	31	1,3	4,1	93	94	26	A
17	Hornsjøen	02.09.2002	7,02	28	188	4,0	2,6	36	15	5	A-E2
18	Storøyungen	08.09.2002	6,94	27	158	3,9	2,7	31	12	4	A-E2
19	Rynestjern	05.09.2002	7,28	46	360	7,8	2,7	35	12	5	D1
20	Holmtjernet	05.09.2002	7,08	28	187	4,1	1,8	32	18	5	D1
21	Søndre Mortjern	05.09.2002	6,85	24	135	3,3	1,5	23	15	8	C/D-E1
22	Store Byua	05.09.2002	7,08	29	185	4,4	4,1	36	22	10	C/D-E1
23	Vesle Byua	05.09.2002	7,17	35	243	5,3	1,7	30	19	11	C/D-E2
24	Vardåstjernet	07.09.2002	6,72	23	132	3,7	7,7	116	41	0	A/B-E2
25	Midtre Lembruvann	31.08.2002	4,93	19	0	1,1	7,3	225	201	28	A
26	Fleskevannet	31.08.2002	5,01	18	7	1,2	9,5	206	190	22	B1
27	Floen	29.08.2002	6,56	26	108	3,2	3,9	89	48	0	C1
28	Store Lyseren	31.08.2002	5,70	20	13	0,9	2,3	20	93	59	C1
29	Lystjern	31.08.2002	5,54	21	5	0,9	1,6	7	132	118	B/C1
30	Røytjern	29.08.2002	6,91	39	142	3,5	1,9	22	14	4	C1
31	Holvannet	29.08.2002	5,59	19	20	1,0	3,6	79	103	26	B1
32	Lombergjern	29.08.2002	5,93	25	55	1,9	3,9	121	110	15	C1

VEDLEGG 2: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK

Under følger en oppstilling av de viktigste faguttrykkene som er brukt i rapporten. Økologi er et komplisert fagfelt med mange spesifikke uttrykk, derfor må dette forsøket betraktes som en første tilnærming til oppstilling av definisjoner. For å få det kort, er noen av definisjonene sterkt forenklet. I enkelte sammenhenger kan derfor betydningen av noen av ordene bli forskjellig.

antropogen	som er knyttet til mennesket; (antropogen forurensning = forurensning via menneskers industrielle aktiviteter)
autøkologi	læren om enkeltarter i naturen (autøkologisk = enkeltartenes-)
bentisk	som er knyttet til bunnen (bentiske arter = bunndyr)
biogeografi bioindikatorer	læren om utbredelsen av organismer organismer som gir informasjon om økologisk tilstand eller andre miljøtilstander
diapause	kortere eller lengre pause i en organismes livssyklus
egg-bank	betegnelse på levende hvilestadier i et økosystem = hvile-egg
eutrofi evolusjonær	næringsrik, overgjødslet prosess hvor evolusjonen virker
humus	store organiske molekyler, ofte farget gule eller brune (humussjøer = innsjøer med kraftig farge fra organiske molekyler)
hypolimnion	kaldste del av innsjø under sommerstagnasjonen
invertebrat	dyr uten ryggrad, her ofte planktondyr
ionerik kopepoder	høyt innhold av ioner (her: ofte kalsium = Ca) her: planktongruppe som ligner på bittesmå reker; hoppekreps på norsk. To typer finnes: cyclopoide og kalanoide
kvantitativ	knyttet til mengde eller mål; ofte i motsetning til kvalitativ hvor form, en eller flere kvaliteter ved organismen er viktigst
labilt aluminium letale	giftig del av aluminium (her: oppløst i vann) dødelig virkning; subletal = ikke dødelig, men som regel med negativ effekt på organismene
lineær (effekt)	prosess i naturen hvor effekten står i direkte forhold til påvirkningen (f eks gir dobbel dose dobbel effekt); ikke-lineær effekt = dobbel dose kan f eks gi mange ganger så stor effekt
litoral	som er knyttet til strandsonen (i f eks en innsjø); (det litorale samfunn = økosystemet i strandsonen)
livshistorie	en arts tilstedeværelse og evolusjonære tilpasning til andre organismer i et økosystem, viktig del av samfunnsanalysen innen autøkologiske studier; livssyklus = tilstedeværelsen gjennom året i et økosystem
morfologisk lavproduktiv	formen (= morf) på en innsjø sier mye om potensialet systemet har for produksjon; siden strandsonen utgjør viktig del av innsjøenes produksjonsområder, indikerer en dyp innsjø med nesten vertikale bredder lav produksjon

næringssalter	her: som regel fosfor- og nitrogen-forbindelser (lave konsentrasjoner begrenser et systems produksjonspotensiale)
oligotrof paleoøkologi	næringsfattig – motsatt: eutrof her: læren om økologi og organismesammensetning i innsjøenes utvikling fra siste istid
pelagisk	som er knyttet til de fri vannmasser; pelagialen = de fri vannmasser
pigmentering	her (på dyreplankton): deler av kroppen som har sterkere farge enn resten (f eks øyet, oljedråper inne i kroppen av organismene)
populasjon	den del av en art som er til stede i ett bestemt økosystem, f eks innsjø, bekk
predator predasjon predasjonstrykk	organisme som spiser andre organismer prosessen ved at en art spiser en annen den totale effekten av predasjon fra en art på en annen (fiskepredasjon = effekt av predasjon fra fisk; invertebrat predasjon = effekt av predasjon av en invertebrat art)
produksjonspotensiale	den mulig produksjon et system har under gitte ytre forutsetninger (som oftest bestemt av næringssaltene fosfor og nitrogen)
produktiv	evne til produksjon; her: ofte høy produksjon
«recovery»	her: restaurering av økosystemer i ferskvann etter forsuring
refugier	her: område med svært liten forekomst av en art; restpopulasjoner
rotatorier	viktig gruppe av plankton i ferskvann (kan også finnes i litoralen og i bentosregionen); kalt hjuldyr på norsk pga fangst- og bevegelsesmekanismene dyrene er utstyrt med på forkroppen
taksonomi	læren om å sette alt liv i system, fra det enkleste til det mest utviklede
vannlopper	dominerende planktongruppe i ferskvann; ved «recovery» er spesielt slekten Daphnia viktig
zooplankton	norsk: dyreplankton = alle dyr som svever fritt i vannmassene (planter som svever fritt = planteplankton)
økosystemer	navn på den totale mengde eller sammensetning av organismer innenfor et definert område; her: f eks en innsjø, elv