

# Müller - Sars Selskapet – Drøbak



Øverbøtjønn – vann med røye og høy fiskepredasjon – viktig referanselokalitet

## **Kalking og naturlig restaurering i innsjøer i Siljan-området, Telemark 2006-08**

Rapport nr. 3-2009

Drøbak 2009

ISBN 82-8030-010-4

## Ekstrakt

Undersøkelsene i 2006, 2007 og 2008 omfattet 31 innsjøer i Siljan-området (midtre og nordre del), derav 13 referanselokaliteter og Siljan/Skien (søndre del) 13 innsjøer, hvorav 7 ukalkede. Innsjøene er kategorisert i 4 klasser fra kronisk sure til upåvirket av forsurening, kombinert med predasjonsintensitet fra fisk. Det foreligger lite historisk informasjon fra området før kalkingen startet. Data fra referanselokaliteter og historiske data fra nærliggende områder i Skien kommune, gir mulighet for å studere og sammenligne naturlig restaurering og biologiske effekter etter kalking. Denne delen av Telemark har fortsatt påvirkning av atmosfæriske utslipp, og noen innsjøer viser kronisk forsurening. Disse trenger derfor fortsatt tilførsel av kalk, hvis lokalitetene skal benyttes til sportsfiske i løpet av vår generasjon. De høyereliggende av Siljan har i likhet med Nissedal-, Drangedal-, og Fyresdal-området vært sterkt utsatt for forsurening, og bare kalkede lokaliteter viser tegn til tydelig restaurering, bortsett fra noen få beliggende på gunstig lokal geologi. Kronisk sure innsjøer viser fortsatt ikke vesentlige biologiske forbedringer, selv om enkelte har fått forsuringfølsomme arter tilbake i lite antall.

Referanselokaliteter som ikke var kronisk sure (med  $\text{pH} \geq 5,3$ ) under den mest kritiske perioden, har de fleste dyreplanktonartene til stede. Invertebrate predatorer som svevemygg, *Chaoborus* spp., kan forsinke restaurering i fisketomme innsjøer. Store populasjoner av pelagisk fisk, som f.eks. abbor og pelagisk ørret, undertrykker vanlige nøkkelarter som *Daphnia lacustris*, og kan også forsinke restaureringsfasen. Likevel foregår i denne delen av Telemark naturlig restaurering innen alle innsjøtyper, og flere innsjøer viser nå tilnærme total restaurering av zooplankton. I tillegg har den forsuringfølsomme arten, *D. lacustris*, blitt vanlig i hele området, bortsett fra innsjøer med høy fiskepredasjon, som domineres av mer gjennomsliktig plankton som *D. cristata* og slektene *Ceriodaphnia* og *Bosmina*. Kronisk sure innsjøer i undersøkelsesområdet hadde små eller ingen populasjoner av kaldtvannsarten *Cyclops scutifer* i den mest kritiske forsuringfasen. I noen lokaliteter har arten kommet tilbake, sannsynligvis fra små restpopulasjoner eller naturlig spredning.

**Emneord:** Siljan, Skien, Telemark, Kongsberg, Buskerud, Vestfold, forsurening, naturlig restaurering, kalking, forsuringstress, zooplankton, *Daphnia lacustris*, *Cyclops scutifer*, fiskepredasjon, overbefolkning, referanselokaliteter, økosystemrestaurering

Forfatter:

Jens Petter Nilssen

Müller-Sars Selskapet, Avd. Fri Grunnforskning,

Postboks 195, 1440 Drøbak

epost: [j.p.nilssen@bio.uio.no](mailto:j.p.nilssen@bio.uio.no)

---

Müller - Sars Selskapet – Drøbak

Selskap til fremme av biologisk grunnforskning og  
forskningshistorie i og rundt Oslofjorden og Skagerrak

## **INNHALDSFORTEGNELSE**

|                                                                                                                          |              |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|
| <b>INNHALDSFORTEGNELSE</b>                                                                                               | <b>s. 3</b>  |
| <b>UTVIDET SAMMENDRAG</b>                                                                                                | <b>s. 4</b>  |
| <b>1. INNLEDNING</b>                                                                                                     | <b>s. 8</b>  |
| <b>2. UNDERSØKELSESMRÅDET</b>                                                                                            | <b>s. 12</b> |
| <b>2.1. FISKEFORHOLD OG HISTORISKE DATA</b>                                                                              | <b>s. 14</b> |
| <b>3. MATERIALE OG METODER</b>                                                                                           | <b>s. 16</b> |
| <b>3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER</b>                                                                              | <b>s. 16</b> |
| <b>3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER</b>                                                             | <b>s. 16</b> |
| <b>3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE – VALG AV INDIKATORSYSTEM FOR INNSJØER</b>                                              | <b>s. 17</b> |
| <b>3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING<br/>OG RESTAURERING</b>                                   | <b>s. 18</b> |
| <b>3.5. TAKSONOMISKE NOTATER OM ZOOPLANKTON</b>                                                                          | <b>s. 24</b> |
| <b>4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2005-09</b>                                                      | <b>s. 26</b> |
| <b>4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER</b>                                                                                       | <b>s. 26</b> |
| <b>4.2. BIOLOGI – ZOOPLANKTON</b>                                                                                        | <b>s. 36</b> |
| <b>5. FORSURING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I TELEMARK</b>                                                     | <b>s. 41</b> |
| <b>5.1. FORSURING OG KALKING I TELEMARK 2005-09</b>                                                                      | <b>s. 41</b> |
| <b>5.1.1. KALKING AV INNSJØER SOM ØKOLOGISKE INNGREP</b>                                                                 | <b>s. 42</b> |
| <b>5.1.2. KALKING OG KJEMISKE FORHOLD</b>                                                                                | <b>s. 43</b> |
| <b>5.1.3. KALKING OG BIOLOGI - BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING</b>                                                     | <b>s. 46</b> |
| <b>5.1.4. REETABLERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER GJENNOM NATURLIGE<br/>PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEGG I SEDIMENTET</b> | <b>s. 49</b> |
| <b>5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I ØSTRE TELEMARK</b>                                                  | <b>s. 50</b> |
| <b>5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR</b>                                                                              | <b>s. 50</b> |
| <b>5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER</b>                                           | <b>s. 50</b> |
| <b>6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER</b>                                                                                       | <b>s. 52</b> |
| <b>7. LITTERATURHENVISNINGER</b>                                                                                         | <b>s. 53</b> |
| <b>VEDLEGG: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK</b>                                                                    | <b>s. 60</b> |

## UTVIDET SAMMENDRAG

Rapporten refereres slik:

Nilssen, J.P. 2009. Kalking og naturlig restaurering i innsjøer i Siljan-området, Telemark 2006-08. Müller-Sars Selskapet. Rapport nr. 3 – 2009. 61 s. ISBN: 82-8030-010-4.

Undersøkelsene i 2006, 2007 og 2008 omfattet 31 innsjøer i Siljan-området (midtre og nordre del), derav 13 referanselokaliteter og Siljan/Skien (sørlige del) 13 innsjøer, hvorav 7 ukalkede. Deler av Telemark er fortsatt utsatt for sterkt forsuringsstress, spesielt kommunene Fyresdal, Nissedal, Drangedal, Notodden (Lifjell), Sauherad, Skien og Siljan. Målet med denne type undersøkelser, som tidligere har vært utført fra Hedmark og Oppland til og med Aust-Agder fra 1999, er å studere artssammensetning av dyreplankton i kalkede-, forsurede- og referansevann, og utvikle dette som informasjon om biologisk tilstand relatert til forsuringsutvikling og grad av naturlig restaurering, pelagisk fiskepredasjon, og hvor sterkt skadet det pelagiske systemet er eller har vært under maksimal forsurening.

Studier av restaurering av ferskvannssystemer etter forsurening har de siste årene gitt stadig bedre kunnskap om prosessene som er involvert, selv om det nå er svært lite ren grunnforskning innen dette feltet. Prosessene som karakteriserer stress og restaurering av økosystemer i ferskvann er imidlertid tett relatert. Den lengre tids stress av ferskvannssystemer over 100 år i deler av vårt land - forsureningen - må studeres historisk, for at naturlig restaurering, som kun har eksistert de siste 10-15 årene, skal forstås. Derfor er det like nødvendig å oppsummere den lange, akkumulerte forskning og praktiske erfaring rundt forsuringsstress, som å komplimentere og utfylle vår forståelse av restaureringsprosessen. I de mest utsatte delene av Skandinavia, som i høydeområdene i Telemark og Agder, startet forsurening like etter den industrielle oppbygging av Vest-Europa på slutten av 1800-tallet.

Forvaltning av ferskvannssystemer etter stressperioder som forsurening blir derfor å sammenligne med forvaltning av slike systemer før den mest intense forsureningen satte i gang i 1960-årene. Optimalisering av slike økosystemer til bruk for mennesker er svært godt kjent både i Sverige, Finland og Norge. De viktigste aktørene i «den norske gullalderen» i praktisk ferskvannsekologi 1920-1940 (Huitfeldt-Kaas, Dahl, Sunde, S.Sømme, A.Dannevig, I.D.Sømme) visste godt til hvordan man skulle forvalte slike fiskepopulasjoner i kontrastrike deler av vårt land; både når det gjaldt ørret, røye, abbor og de andre artene som hadde betydning som menneskeføde. Mange av disse fremragende forskerne kjente både til marine- og ferskvannsekologiske forhold, og var i tillegg dyktige og aktive innen flere forskningsfelt.

Deres akkumulerte kunnskap er nå svært verdifull når fiskesystemene igjen nærmer seg slik de var på 1920-30 tallet i store deler av Norge.

Tap av ørretpopulasjoner i innsjøer i sørøst Norge og laks i elver var allerede rapportert tidlig på 1900-tallet, og det ble antatt at sykdom var den mest sannsynlige årsaken. Imidlertid forble årsaken til den storstilte utdøing av fisk fra høyfjellsområder i Sør Norge og områdene fra Rogaland, Agder til Vest-Telemark uløst, selv om Alf Dannevig allerede i 1959 mente at surt nedfall var en vesentlig faktor. Nøyaktige undersøkelser av nedfallet gjorde at svensken Odén konkluderte med at svovelutslipp var årsaken til økokrisen som den storskala forsuringen etter hvert utgjorde. Forsuringen økte kraftig på 1960-70 tallet etter at industrien var bygd opp etter Den 2dre Verdenskrig, og økte deretter fram til et maksimum ca 1990, for så å avta langsomt etter denne tid. På denne tid var innsjøene i øvre del av Siljan kommune fisketomme.

Bergartene i denne delen av Telemark gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring i akvatiske systemer. Under det øverste havnivået etter siste istid (såkalt postglasiale marine grense) vil det i fylket være avsatt marine avleiringer, men de fleste innsjøene, og alle som er biologisk skadede, ligger over denne grensen.

De ulike innsjøene er i denne undersøkelsen delt inn i flere kategorier avhengig av forholdet til forsuring under den mest kritiske fasen (1970-85; midt på 1990-tallet synes de fleste innsjøer å få forbedret tilstand), kalking og type fiskesamfunn/fiskepredasjon. Innsjøene er kategorisert i 4 klasser fra kronisk forsurede til upåvirket av forsuring, kombinert med intensitet av fiskepredasjon. Kategori A er de kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4,7-4,8, som er vanlige i store deler av Telemark. Kategori B betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5,0, og som ikke er sjeldne i dette forsuringsutsatte fylket. C betegner innsjøer som er restaurert gjennom naturlige prosesser, men det er ofte vanskelig å identifisere slike innsjøer på grunn av intensiv kalking i deler av fylkets forsurede områder. D er innsjøer som aldri var sterkt negativt påvirket av forsuring, som i mange i lavereliggende deler av fylket. Både C og D er vanlige typer nederst i vassdragene. 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 sjelden C.

Utgangskategorien (i den mest kritiske tilstanden), synes avgjørende for utvikling av organismesamfunnet etter kalking. Lokalteter som i lang tid har vært utsatt for meget lav pH, får et annet forløp under restaureringsprosessen enn de som har vært utsatt for lav pH i kort tid.

Innsjøer som har hatt pH i nærheten av 4,5 i ca 50 år, som i mange regioner i øvre og indre Telemark, reagerer vesentlig forskjellig etter kalking sammenlignet med innsjøer som har hatt pH 4,5 i under 5 år. I tillegg ser det ut til at jo lengre innsjøene har vært utsatt for lav pH, dess mer uforutsigbar er deres restaureringsutvikling.

Studiene basert på data innsamlet i flere fylker fra Hedmark til Aust-Agder fra 1999 til 2009 har vist at alle innsjøer av den såkalte C-kategori, er i stand til å restaureres gjennom naturlige prosesser, som gjør kalking unødvendig for denne type lokaliteter. Disse hadde surhetsgrad som var rundt eller like over  $\text{pH} = 5,0$  i den kritiske perioden fra 1960 til 1990. Også flere innsjøer innen den såkalte B-kategori kan synes i ferd med å restaureres biologisk, spesielt de med mindre nedslagsfelt som ikke er kronisk forsurede.

Historisk informasjon fra området undersøkt i 2006-08 har gitt mulighet for å studere og sammenligne naturlig restaurering og biologiske effekter etter kalking (kunstig restaurering). Referanselokaliteter som ikke var kronisk sure, men med  $\text{pH} \geq 5,3$  under den mest kritiske perioden, hadde de fleste dyreplanktonartene til stede. Kronisk sure innsjøer i Telemark viser fortsatt ikke vesentlige biologiske forbedringer, selv om enkelte har fått forsuringsfølsomme arter tilbake i lite antall. Likevel foregår i Siljan naturlig restaurering innen de fleste innsjøer.

Denne delen av Telemark er kjennetegnet av tidligere forurning, men de øvre delene er i ferd med å få tilbake sine opprinnelige arter eller kalkingen kan ha brakt inn nye arter. I hele området er nå en svært forsuringsfølsom art *Daphnia lacustris* blitt vanlig, høyst sannsynlig fra mangeårige hvileegg i sedimentet. Fordelingen av *Daphnia lacustris* relatert til predasjons- og pH-klasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor og røye er årsaken til den lave populasjonen av denne karakterslekten i forsurede lokaliteter i lavlandet av Telemark, som gjennomgår naturlig restaurering og restaurering gjennom kalking. Tidligere var indikatororganismen *Daphnia* ytterst sjelden i store deler av Telemark. Ubehandlete innsjøer som var kronisk forsured har vanligvis ikke fått noen *Daphnia* tilbake i økosystemene, hvis ikke de har vært forsiktig kalket. Da kommer *Daphnia* tilbake. Kronisk sure innsjøer i undersøkelsesområdene hadde små eller ingen populasjoner av den hypolimnetiske arten *Cyclops scutifer* i den mest kritiske forsuringsfasen. I noen lokaliteter har arten kommet tilbake, sannsynligvis fra små restpopulasjoner eller den kan ha spredd seg naturlig. Den mer hardføre arten *Mesocyclops leuckarti* er kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering. I ikke-kalkede lokaliteter er fortsatt indikatorarter for sure vannmasser, krepsdyrene *Heterocope saliens* og *Bosmina longispina* og hjuldyrene *Kellicottia longispina* og *Polyarthra* de dominerende arter og grupper.

Overtetthet av fisk har utviklet seg til et betydelig problem i mange kalkede lokaliteter. Ytterligere forskning rundt dette temaet vil kunne være til nytte for å beregne bærekraftige populasjonsstørrelser. Det er svært ressurskrevende å drive utfisking av små-abbor og små-ørret, selv om det etter hvert foreligger metoder som bruk av store ruser og spesielle garnserier. Flere lokale fiskeforeninger i Sør-Norge er kommet til det punkt at det blir vanskelig å oppdrive folk til dugnad rundt dette. Muligens bør større deler av kalkingsmidlene omprioriteres og øremerkes til forskning og optimal forvaltning av ferskvannsressurser.

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 vannkjemi, inkludert antropogene effekter som surt nedfall og drivhuseffekt. Derfor er etablering og opprettholdelse av referanselokaliteter avgjørende for overvåking av norsk natur.

Det foreslås å etablere referanselokaliteter innen flere innsjøkategorier (type A-B-C; og ulike predasjonsforhold) for overvåking av naturforhold og naturlig restaurering i Siljan kommune. Utvalgte elver og bekker bør også inkluderes. Lokaliteter med abbor karakteriseres av kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking, og slike lokaliteter alene vil være uegnede som referanser ved undersøkelse av biologisk restaurering.

## 1. INNLEDNING

I løpet av de to tiårene 1970-90 ble en rekke lokaliteter stadig surere i Sør-Norge, mens forholdene har blitt bedre etter den første del av 1990-tallet (Odén 1976, Skjelkvåle et al. 1997). Det blir nå observert en gryende restaurering av naturen gjennom egne prosesser, og store deler av naturen i Skandinavia restaureres sannsynligvis nå på egen hånd etter forsuringen (Skjelkvåle et al. 2001). Dette betyr at aktivitetene i stadig større grad bør endres fra overvåkning av kalking til overvåkning av natur (f.eks. Nilssen & Wærvågen 2001). 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 (Lydersen et al. 2004). Naturlig restaurering er derfor i gang i store deler av Skandinavia.

Den mest intensive delen av forsurningsforskningen foregikk hovedsakelig i løpet av de to tiårene fra 1970 til 1990, og forskerne utviklet større forståelse av følgene av det sure nedfallet og mekanismene om hvorledes dette påvirket terrestriske og akvatiske økosystemer.

Framgangen i kunnskap om forsurede økosystemer var imidlertid bygd på observasjoner, forskning og hypoteser som hovedsakelig var utviklet på 1970- og tidlig på 1980-tallet (Almer et al. 1978, Drabløs & Tollan 1980, Eriksson et al. 1980).

Som følge av forskningen ble det etter 1980 igangsatt kalkingsprosjekter i flere land (Eriksson et al. 1983, Baalsrud et al. 1985, SNV 2000). Kalking av ferskvann har foregått i ca. to tiår i en rekke geografiske områder og biotoper. Dette gjør det mulig å identifisere både korttids- (1-5 år) og langtids effekter (over 15 år) av aktivitetene. Etter hvert som forskningen går framover, er vi i stand til å forutsi strukturen av økosystemene som vil utvikle seg i kalkede biotoper – spesielt den pelagiske delen av innsjøer, men også i litorale og profundale regioner (Brandrud et al. 1999).

For å forstå restaurering av tidligere forsurede områder, er det avgjørende å søke etter *strukturer* eller *mønstre* i restaureringsfasen, basert på kjemiske og/eller biologiske kjennetegn. Nilssen & Wærvågen (2001) konstruerte, basert på Henriksen (1980), en metode hvor innsjøene ble inndelt i ulike kategorier, avhengig av hvor påvirket de var av surt nedfall. Likevel utvikler noen økosystemer en relativt uforutsigbar artssammensetning, avhengig av en rekke abiotiske og biotiske faktorer. Mange av disse biotiske faktorene er komplekse, lite kjent eller undersøkt (se Henriksen & Oscarson 1984, Keller & Yan 1998, Keller et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b). Det behøves derfor betydelig mer

grunnforskning når det gjelder forståelsen av restaurering etter kalking, spesielt forhold rundt invertebrate predatorer. Slik forskning er fullstendig stoppet opp, og har i tillegg heller aldri hatt stort omfang.

De viktigste faktorene er graden av innsjøenes tidligere forsuringstress, tidsperioden med kronisk forsuring, og om lokalitetene har vært moderat kalket i den kritiske fasen fra 1970-90, slik at omfattende artstap er unngått eller motvirket. De viktige biologiske faktorene er geografisk plassering av artsrefugier, mengde av hvilestadier i de øverste delene av sedimentet og sprednings- og konkurranseevnen til de ulike artene.

Det er ved flere faglige anledninger understreket behovet for og etterlyst mer detaljerte biologiske oppfølging av kalkingsprosjektene. Det er også viktig med prøver av høy taksonomisk eller autøkologisk oppløsning. I mange tilfeller analyseres ikke referanselokaliteter, og derved oppnås ikke opplysning om den naturlige restaurering i naturen. Fra egen erfaring de siste tiårene innen forskningsfeltet restaurering, er det ønskelig at man velger referanselokaliteter og kalkede lokaliteter helst i forholdet 1 : 1, og som i tillegg dekker de fleste pH områdene.

I dette arbeidet benyttes begrepet biologisk restaurering for restaurering av organismesamfunnet eller økosystemet i retning av det opprinnelige. Imidlertid kan man også spørre om økosystemer i det hele tatt kan restaureres, om restaurering kan måles, hvordan man avgjør når restaurering er oppnådd og hvilke standarder som skulle kunne anvendes til å foreta slike vanskelige faglige avgjørelser (se Schindler et al. 1991).

Undersøkelsene i 2006, 2007 og 2008 omfattet 31 innsjøer i Siljan-området (midtre og nordre del), derav 13 referanselokaliteter og Siljan/Skien (søndre del) 13 innsjøer, hvorav 7 ukalkede. (Figur 2-2, Figur 2-1). Målet med denne grunnforskningen, som tidligere har foregått fra Hedmark og Oppland til og med Aust-Agder, er å studere artssammensetning av zooplankton i kalkede-, forsurede- og referanse vann, utvikle kvalitative og kvantitative mål for dyreplanktonsamfunnet som modell for biologiske prosesser, samt økologisk stress og utvikling. Dette er basert på tidligere autøkologisk forskning på zooplankton i forsurede økosystemer (se f.eks. Nilssen 1976, 1980, Hobæk & Raddum 1980, Brett 1989, Bērziņš & Bertilsson 1990, Morling & Pejler 1990, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b).

En bred kunnskap om plante- og dyreplankton er viktig for økt forståelse av akvatiske næringskjeder. Hovedvekten i dette prosjektet legges på dyreplankton. Vi har foretatt regionale og autøkologiske studier av dyreplankton siden tidlig på 1970-tallet i disse deler av Norge. I fylker utsatt for ulike mengder forsuring, vil et referansemateriale fra et større antall innsjøer være av stor verdi rent historisk, og for forvaltningen av fylkets innsjøer med tanke på næringskjedene i økosystemet. Forsuringen gir skade på invertebraters sammensetning, og biologisk mangfold er redusert i ferskvann i Norge (Forseth et al. 1997). Generelt har Norges faktiske satsing på kalking i sure områder vært sterk, men landet har gjort en betydelig svakere satsing på grunnforskningsbasert kunnskap om de foranderlige økosystemene som utvikler seg i de restaurerte lokaliteter.

Prosjektet ble igangsatt i år 2002 fordi miljøvernmyndighetene i Telemark ønsket kunnskap om effektene av kalking i sitt geografiske område. Det var derfor ønskelig å undersøke kalkede lokaliteter, spesielt lokaliteter med en variert og best mulig kjent forhistorie og kalkingshistorie rundt kjemi og fisk, for lettere å vurdere den historiske utviklingen som har funnet sted. Dette vil kunne gi mer informasjon ut av undersøkelsen og samlet heve nivået på denne. Hvis lokalitetene har betydelig variasjonsbredde mht fiskepopulasjoner, forhistorie og restaureringshistorie, er innsjøenes kjemiske forhistorie og dagens fiskestatus viktig for prosjektet.

Fra fylket finnes dessuten tilgjengelig en del publisert og upublisert materiale som resultat av tidligere undersøkelser i perioden fra 1930-tallet til denne dato. Deler av det viktige SNSF-Prosjektet (1972-1980)(Drabløs 1980, Tollan 1981) foregikk i kommunene Nissedal, Drangedal og Fyresdal (spesielt de to første), men områdene i Skien og Siljan har blitt neglisjert, spesielt fordi Telemark har så store og karakteristiske vassdrag som Skien- og Arendalsvassdraget. Disse store vassdragene får nesten alle midlene, og all biologisk oppmerksomhet.

Området blir undersøkt som generell overvåkning av norsk natur. Forskere tilknyttet Müller-Sars Selskapet (tidligere AbelSenteret i Gjerstad) og Høgskolen i Hedmark har foretatt studier i grenseområdet mellom Aust-Agder og Telemark siden tidlig på 1970-tallet. Mye av materialet er publisert, mens en del foreligger som upubliserte data. Mange av de biologiske prøvene, som fyto- og zooplankton, er fortsatt tatt vare på, og majoriteten er samlet inn av forfatterne i 1970 og 1980-årene.

Formålet med undersøkelsene i Siljan i 2008-08 var følgende:

- *kjemiske analyser av referanse lokaliteter fra kronisk sure vann til pH = 6,0*
- *sammenligning av viktige kjemiske parametre i referansevann og kalkede vann*

- analyse av zooplankton i referanselokaliteter fra kronisk sure vann  $pH = 6,0$ , og sammenligning av zooplanktonsammensetning mellom referansevann og kalkede vann
- generell analyse av kalkingsaktiviteten i det undersøkte området i Telemark

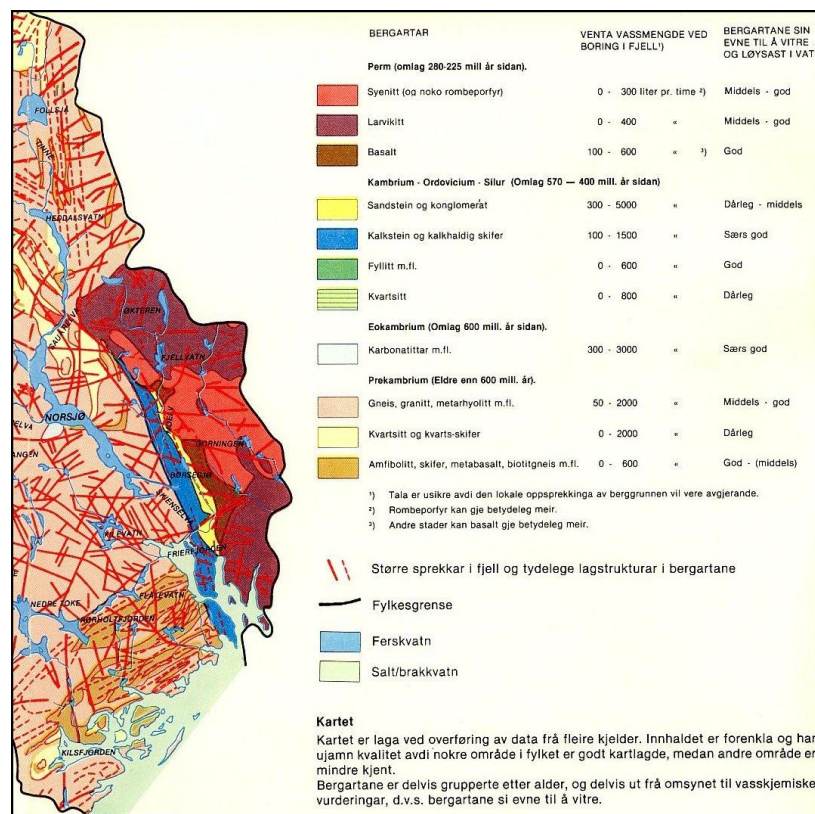
Basert på resultatene av disse analysene, vil forfatterne foreslå:

- bruk av zooplanktonanalyser for å forutsi resultatene av bestemte kalkingsmanipuleringer i forsurede biotoper, og dermed bidra til mer nyanserte, spesifikke inngrep og bærekraftig forvaltning av slike biotoper
- råd om videre kalkingsstrategi i denne delen av Telemark
- etablering av referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningssystemer for kjemisk og biologisk restaurering, og for å overvåke klimaforandringer.

## 2. UNDERSØKELSESONOMRÅDET

Hele Siljan 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 Siljan domineres av bergarter med eruptiv eller vulkansk opprinnelse (Dons 1975, Dons & Jorde 1978, Berthelsen et al. 1996; Figur 2-1). 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 forsyningssammenheng er det de sure bergartene nevnt over som er viktige. Det er hovedsakelig midtre og øvre deler av Siljan som har problemer med surt nedfall, og grensene i Siljan følger stort sett de geologiske og jordbunnsmessige forholdene. I en kile rundt Børsesjø ligger rike kambrosiluriske bergarter, som strekker seg sør- og nordover (Figur 2-1).



**Figur 2-1. Berggrunnen i det undersøkte området i Skien i Telemark i 2005-09. Utsnitt fra Dons & Jorde (1975).**

Det varierte landskapet i Siljan og hele Telemark fylke, som vi ser det i dag, har en meget kompleks historie med trekk fra jordens oldtid fram til Tertiær- og Kvartærtid (Dons 1975). 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 Telemark er ca 120 moh i sørøstre del av fylket (Porsgrunn) og synker til ca 100 moh i sørvestre del (Kragerø).

Ut fra denne beskrivelsen er det først og fremst over den marine grensen at det kan ventes å finne forsuringsfølsomme områder i Telemark og Siljan. Bergartene i dette området gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring, og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring 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. Det næringsrike Børsesjø ligger både i et rikt geologisk kambrosilumurområde, og i tillegg på marine avsetninger.

Undersøkelsesområdet var sannsynligvis utsatt for forsurening allerede på slutten av 1800-tallet, som er tydelig i beskrivelsen av biologiske forhold for laksefiske og innlandsfiske fra denne perioden i Agderfylkene (A.Dannevik 1938, Snekvik 1974b). En kraftig økning av forsuringen er tydelig i løpet av tidsrommet 1950-1970, da en rekke innsjøer i høyereliggende områder mistet sine fiskepopulasjoner (Snekvik 1970, Grenland Sportsfiskere), bl a de som er beskrevet av ulike jeger og fiskeforening og grunneiere i dette området (G.Dannevig 1971, Snekvik 1970).

Avgjørende er at forsuringen i Norge nå er på retur og i innsjøenes vannkjemi snudde utviklingen i løpet av 1990-tallet (SPFO 2008), avhengig av utgangstilstanden. Dette blir også gjenspeilet i det biologiske systemet, som for fisk, bunndyr og plankton (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b, SPFO 2009), men med en viss grad av treghet, avhengig av utgangstilstanden.

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  $\text{pH} = 4,7-4,8$ ), uansett variasjoner i hydrologiske forhold. Likevel kan noen av disse lokalitetene stige til over  $\text{pH} = 5,0$  under en varm sommer uten sur nedbør (Hindar & Nilssen 1983, 1984). De fleste lokaliteter, bortsett fra de ekstremt kalkrike, er utsatt for sure episoder i vårmeltingen og mye surt nedfall til andre deler av året, spesielt om høsten (Hindar & Nilssen 1983, 1984). Følsomme lokaliteter blir kronisk sure eller lider av alvorlige sure episoder.

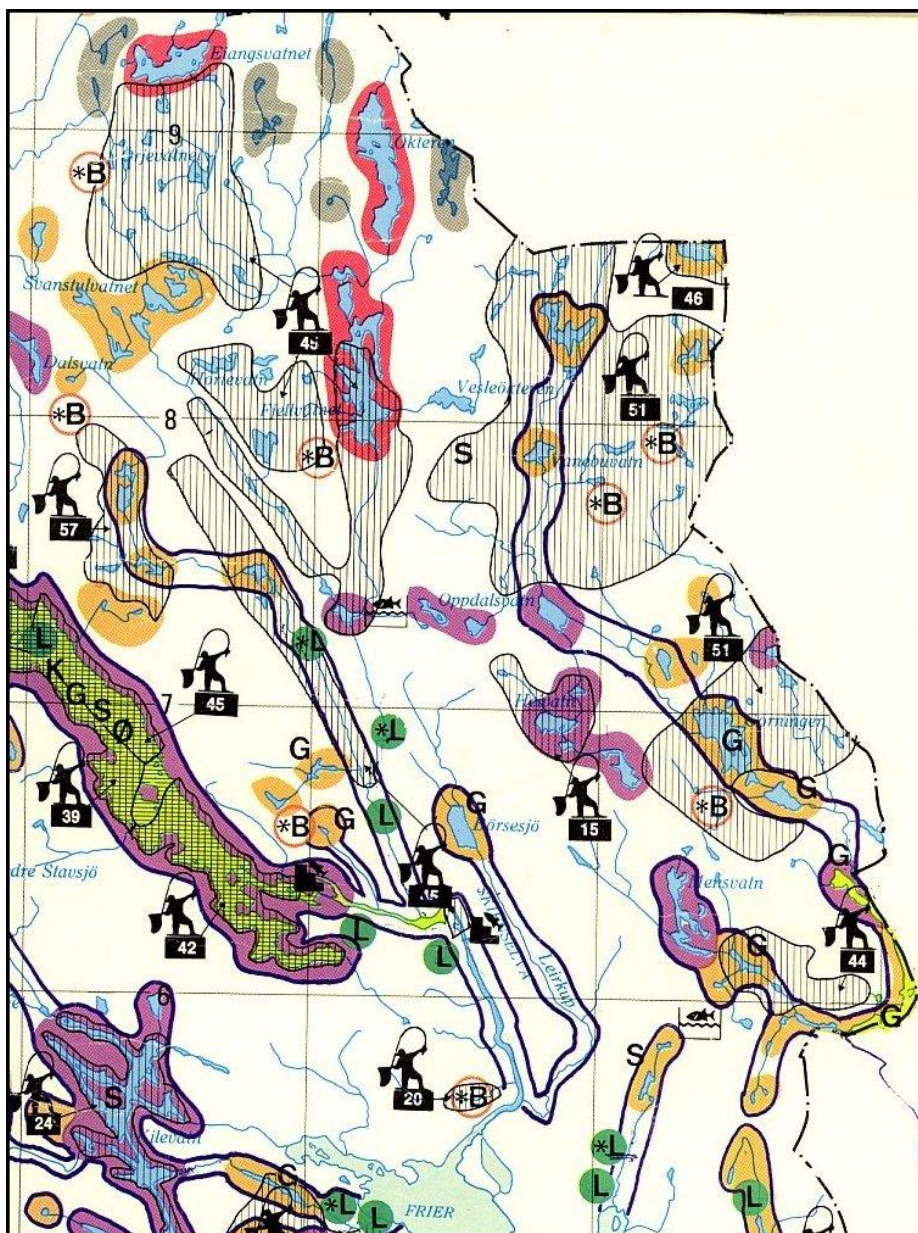


**Figur. 2-2. Alle undersøkte lokaliteter (til sammen 42) i Siljan i Telemark i 2006-08 ligger innenfor de hvite prøvepunktene (utgjør også undersøkte lokaliteter). I tillegg har 86 lokaliteter blitt undersøkt i Skien (vestenfor dette området). Fra [www.norgebilder.no](http://www.norgebilder.no).**

## 2.1. FISKEFORHOLD OG HISTORISKE DATA

Telemark fylke har flere store vassdrag, som Skien- eller Telemarksvassdraget og Arendalsvassdraget. De relativt små vassdragene i Siljan og Skien kommer derfor i skyggen av disse (se f.eks. Solhøi 1995), selv om de historiske arbeidene som er gjort i Luksefjellvassdraget som drenerer nordlige del av Skien, er meget viktige på nasjonalt historisk nivå.

Oversikten over fiskeforhold under den mest forsurede perioden på 1980-tallet er vist i Figur 2-3. Som det framgår var store deler av "fjellområdene" fisketomme. Abbor er vanlig i lavereliggende deler og røye finnes i de store innsjøene. I lavlandet er karpefisk vanlig.



Figur 2-3. Fiskearter i det undersøkte området på 1980-tallet.  
Utsnitt fra Johannessen (1984).



### **3. MATERIALE OG METODER**

#### **3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER**

Undersøkelsene i 2006, 2007 og 2008 omfattet 31 innsjøer i Siljan-området (midtre og nordre del), derav 13 referanselokaliteter og Siljan/Skien (søndre del) 13 innsjøer, hvorav 7 ukalkede. Alle vannprøvene er tatt på ½ m dyp nær senter av innsjøen. Temperatur på ½ m dyp ble notert. Planktonprøvene er trukket fra bunn til overflate i nærheten av innsjøenes antatt dypeste punkt, oppgitt av lokalbefolkningen eller ved tidligere kjennskap til innsjøenes morfologi. Zooplanktonprøvene ble innsamlet med en planktonhov, med diameter på ca 30 cm og maskevidde på 90 µm. Planktonet ble deretter overført til dramsglass. I felt ble hver zooplanktonprøve studert levende, ufiksert under lupe med 10X forstørrelse. Identifiserbare arter, farger, pigmenter og annen feltdata ble notert på stedet. Alle vannlopper og adulte hoppekreps samt de fleste hjuldyr kunne identifiseres til art. Etter disse observasjonene ble hver prøve konserverert med Lugol's væske eller alkohol. De kjemiske prøvene er analysert på interkalibrerte laboratorier etter norske standarder (NIVA, Limnobasen for Telemark, Labnett). Noen få av lokalitetene er undersøkt tidligere. For å kunne konstruere Figur 3-1, Figur 4-10 til Figur 4-13 er data fra ikke-kalkede lokaliteter både i Siljan og Skien benyttet for årene 2005-2008. Disse lokalitetene ligger stort sett på samme berggrunn (Figur 2-1).

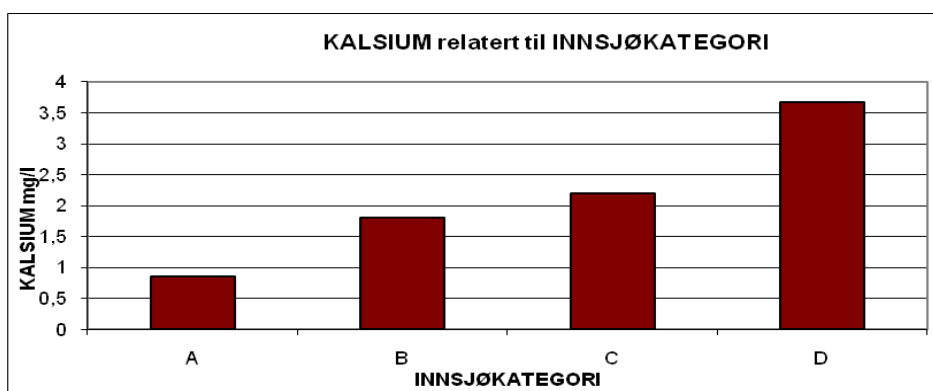
#### **3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER**

Det har vist seg økologisk formålstjenlig å foreta videre inndeling av innsjøer ved forskning rundt biologisk restaurering (Nilssen & Wærvågen 2002a). Ideen er basert på en tenkt titeringskurve, der innsjøenes forsuring og restaurering betraktes som et storskala titeringsforsøk (Henriksen 1980). I tillegg til dette vil hver enkel kategori beskrives gjennom fiskeøkologiske forhold. Kategoriene A-E er som vist i Tabell 3-1. Utgangskategorien før kalking (A til D), som betyr tilstanden ved maksimal forsurning, vanligvis i perioden 1980-90 er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking (E). I sterkt surstressede innsjøer kan denne perioden ha vært fra slutten av 1960-tallet og til midt på 1990-tallet (Nilssen upubl.data).

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

- **A** er de kronisk sure innsjøer, vanligvis med pH lavere enn 4,7-4,8 i den mest kritiske perioden. Disse lokalitetene er som oftest fisketomme og dominert av invertebrate predatorer, som senker hastigheten av restaureringprosessen.
- **B** betegner innsjøer utsatt for sterk episodisk forsuring, vanligvis med pH rundt 5,0 og like over. 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.

De gjennomsnittlige kalsiumverdiene ( $\text{mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ ) for de ulike innsjøkategoriene undersøkt i perioden 2005-08, er vist i Figur 3-1 (se kommentar s. 16). De kraftig sure innsjøene (kategori A) har kalsium mellom 0,5 og 1 mg/l, mens B-kategorien ligger mellom 1,5 og 2 mg/l, kategori C over 2 mg/l og de ikke sure innsjøene ligger over 3,5 mg/l. Her er noen rene ”kalksjøer” og Børsesjø ikke tatt med siden de har så høye verdier: Børsesjø ca. 18 mg/l. De kalkede innsjøene har verdier like over kategori C, som antyder at de fleste av dem ikke er overkalkede. Noen undersøkte innsjøer har imidlertid 2-4X bakgrunnsverdiene av kalsium.



**Figur 3-1 viser hvordan middelinnholdet av kalsium er relatert til ulike kategorier av innsjøer i denne undersøkelsen.**

### 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, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b). Den viktigste fordelene ved å bruke pelagiske arter er først og

fremst at prøvetakningen er mye mindre tidkrevende og artsidentifisering betydelig enklere. Erfaringen med å benytte zooplankton som indikatorer er i tillegg utviklet langt (Keller & Yan 1998). For de fleste av zooplanktonartene foreligger mye autøkologisk data i forhold til forsuring og recovery. Forfatteren har siden 1972 arbeidet med zooplankton og forsuring i Sør-Norge (Nilssen 1980).

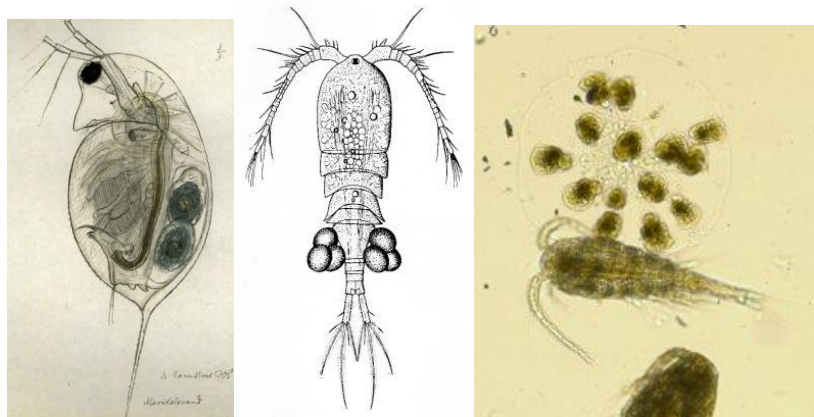
### **3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG RESTAURERING**

Zooplankton utgjør det avgjørende næringsleddet 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 forsuring og restaurering.

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 (Figur 3-2). En annen gruppe som er følsom ved økende forsuring er de cyclopoide kopepodene (Roff & Kwiatkowski 1977, Nilssen 1980), spesielt *C. scutifer* (Figur 3-2). Ved kronisk forsuring forsvinner denne stort sett fra lokalitetene. En annen følsom art er *T. oithonoides* (Figur 3-2), mens *M. leuckarti* og spesielt *C. strenuus* tolererer meget lave pH-verdier (Nilssen & Wærvågen 2000, Nilssen & Wærvågen 2003). Calanoide kopepoder, som *E. gracilis*, klarer seg godt under alle pH og aluminiumskonsentrasjoner. *Heterocope appendiculata* er meget følsom overfor forsuring og forsvinner vanligvis ved  $\text{pH} \leq 5,3$ . Her kan den best sammenlignes med slekten *Daphnia*. Hjuldyrslekten *Conochilus* (Figur 3-2) kommer ofte tilbake i store mengder etter kalking (Wærvågen & Nilssen 2003b). I kronisk sure lokaliteter over flere tiår, er det hovedsakelig krepsdyrartene *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina* og *D. brachyurum* som finnes tilbake av krepsdyr (Figur 3-4). 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).

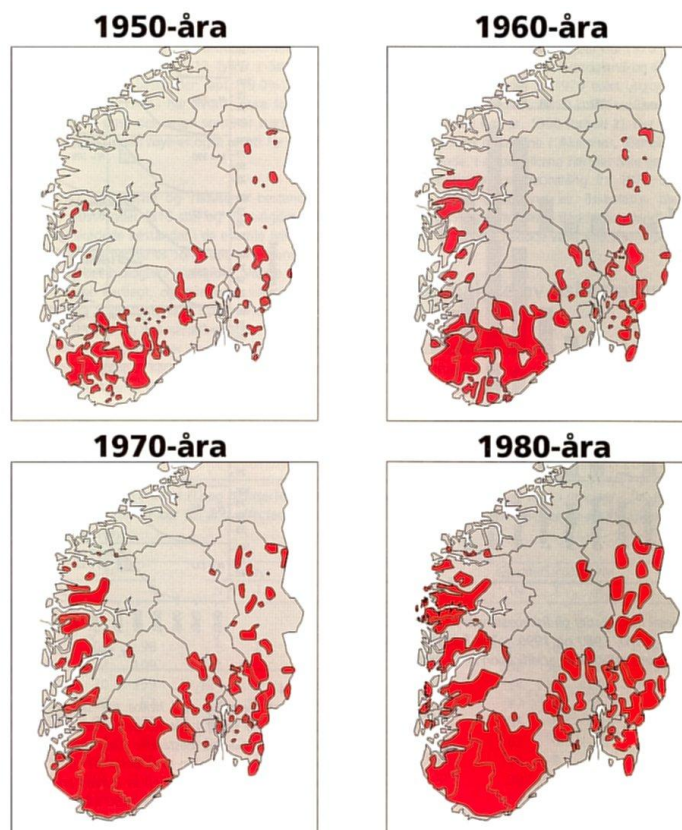
Før de ulike artene forsvinner fra lokaliteten ved økt forsurening, produserer de hvileegg. Disse kan klekke når systemet igjen kan huse artene. Imidlertid produserer de cyclopoide kopepodene ikke hvileegg, i likhet med en viktig kalanoid kopepode som *E. gracilis*.

Det foreligger få systematiske langtidsstudier av restaurering hos zooplankton i Norge, hvor historiske data er tilgjengelige. Det er vanlig at *Daphnia* artene observeres å komme tilbake, og de har sin sannsynlige opprinnelse fra hvileeggene (Nilssen & Wærvågen 2002b, SPFO 2008), eller spredning gjennom fugler (Proctor 1964). Studier på restaurering av kopepoder og rotatorier basert på materiale fra Aust-Agder og Telemark er ferdigstillet (Nilssen & Wærvågen 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b).



**Figur 3-2 viser karakteristiske arter som kommer tilbake etter forsurening, både etter kalking og naturlig restaurering. Fra venstre *Daphnia lacustris*, *Cyclops scutifer*, *Thermocyclops oithonoides* og koloni-rotatorien *Conochilus* (i geleklump). Basert på G.O. Sars, Z. Koźmiński, eget foto.**

Enkelte fiskearter som er påvirket av sur nedbør, forsvinner gjerne over noen tiår (Figur 3-3). 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 forsureningsfølsomme arter, er avhengig av mengde og størrelse på refugier hvor artene fortsatt finnes, og deres sprednings- og etableringsevne.



**Figur 3-3 viser hvor skadet norsk natur var under den mest kritiske perioden fra 1980 til 1990 (etter Sevaldrud & Muniz 1980). Etter 1990 er forholdene blitt bedre i hele landet.**

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 forsurede og kalkede innsjøer på autøkologi til ulike zooplankton, livshistorier og sesongmessige kvantitative fordelinger i hele vannmassene (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b). Bortsett fra de detaljerte kvantitative undersøkelsene i Gjerstad/Risør-området Aust-Agder fra slutten av 1970-tallet (Sandøy & Nilssen 1987a, 1987b), foreligger det sjelden 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 forsurenningen satte inn for alvor rundt 1960. Noe finnes tilgjengelig via paleoøkologiske undersøkelser (Brakke 1980, Nilssen 1984, Berge et al. 1990, Nilssen & Sandøy 1990), men dette gjelder spesielt litorale arter.

Siden mesteparten av innsatsen under den mest hektiske forsurningsforskningen 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 forsurningen. 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 hoppekrepsen *H. saliens* er heller ikke kjent.

Det opprinnelige zooplanktonsamfunnet i enkelte sure områder er mulig å rekonstruere basert på tidligere publikasjoner og innsamlede materiale (Nilssen 1984). I deler av nabofylket Aust-Agder er nå de følsomme artene *D. lacustris* og *D. longispina* kommet tilbake i en hel rekke lokaliteter hvor de har vært borte i flere tiår (Nilssen & Wærvågen 2001). Nedover i sedimentet ligger det tykt med hvileegg av denne arten i de fleste innsjøene (Nilssen 1984). Mot overflaten, ved økende grad av forsuring, er det flere skallrester av den forsuringstolerante *B. longispina* (Nilssen 1984). Tilsvarende forhold er vist i flere lokaliteter (Nilssen & Sandøy 1990).

For å benytte de ulike zooplanktonartene som bioindikatorer under forskning på, 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 forsuring og restaurering. 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, Wærvågen & Nilssen 2003b).

**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). Rød: dominerende arter i Skien; grønn: vanlige arter; blå: sjeldne arter.**

| ARTER (grupper)                                                      | Egnethet: «recovery»-Studier | «Finjustering» (kroppsform, størrelse og pigmentering) |
|----------------------------------------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------------------------|
| <b>COPEPODA (HOPPEKREPS)</b>                                         |                              |                                                        |
| <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>                                       | ***                          | **                                                     |
| <b>CLADOCERA (VANNLOPPER)</b>                                        |                              |                                                        |
| <i>Daphnia longispina</i> / <i>D. lacustris</i> / <i>D. cristata</i> | ***                          | **                                                     |
| <i>Ceriodaphnia quadrangula</i>                                      | *                            | **                                                     |
| <i>Bosmina longispina</i>                                            | *                            | **                                                     |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i>                                       | *                            | **                                                     |
| <i>Holopedium gibberum</i>                                           | *                            | **                                                     |
| <b>ROTATORIA (HJULDYR)</b>                                           |                              |                                                        |
| <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</i> , <i>P. minor</i>                           | **                           | —                                                      |
| <i>Synchaeta</i> spp. (flere arter)                                  | **                           | —                                                      |
| <i>Ascomorpha</i> spp. (flere arter)                                 | ♠                            | —                                                      |
| <i>Conochilus unicornis/hippocrepis</i>                              | ***                          | —                                                      |
| <i>Collotheca</i> spp. (flere arter)                                 | ♠                            | —                                                      |
| <i>Asplanchna priodonta</i>                                          | ***                          | *                                                      |
| <b>INSECTA</b>                                                       |                              |                                                        |
| <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 restaurering. Alle artene er viktige pelagiske arter ved restaureringstudier (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 restaurering ved kombinasjon av pH og grad av fiske predasjon.**

**I:** *Daphnia longispina*-gruppen (med *D. lacustris* og *D. longispina*),

**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.

| <b>I</b> Grad av fiskepredasjon   |         |         | <b>II</b> Grad av fiskepredasjon |     |     |
|-----------------------------------|---------|---------|----------------------------------|-----|-----|
| pH                                | lav (2) | høy (1) | pH                               | lav | høy |
| < 5,0                             | –       | –       | < 5,0                            | **  | *** |
| > 5,5                             | ***     | * (0)   | > 5,5                            | 0   | *** |
| <b>III</b> Grad av fiskepredasjon |         |         | <b>IV</b> 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 restaurering. Forhold mellom ulike kategorier av innsjøer, kalkingshistorie og tettheter av indikatorartene Cyclops scutifer og Daphnia longispina-gruppen.**

**Tabell 3-3b. Forhold mellom ulike kategorier av innsjøer, kalkingshistorie og mengder 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                    | Artene borte fra pelagialen ved kronisk forurengning |
| 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 |

### 3.5. 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). Cladocerer (vannlopper) som er viktige indikatorer ved forsurening og recovery er vist i Tabell 3-2a. Avgjørende er slekten *Daphnia*, med den typiske boreal (innlands-arten) arten *D. lacustris* (Figur 3-3).

I sterkt sure innsjøer på Sørlandet som er blitt kalket, opptrer ikke sjelden *Cyclops abyssorum* som en overgangsart, inntil *C. scutifer* kommer tilbake (Figur 3-3). Svært få innsjøer har i denne undersøkelsen en slik struktur innen dyreplanktonsamfunnet, som antyder at *C. abyssorum* ikke har noen eller svært få restpopulasjoner i dette området.

En rekke rotatorier ble ikke identifisert til art i ved opptellingen: 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*.

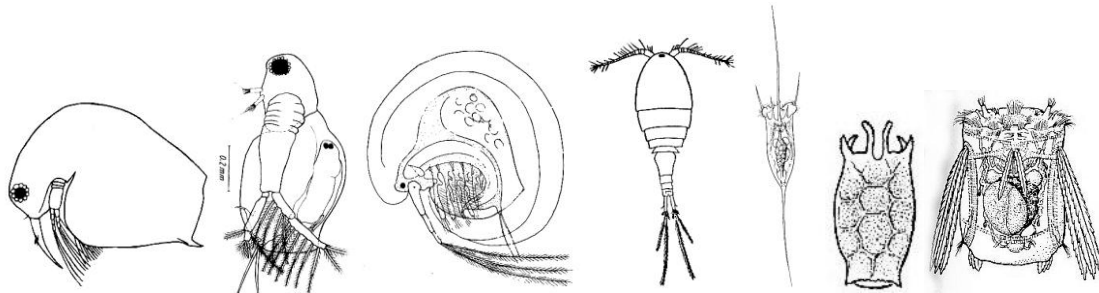
De siste 15-årene har taksonomien til pelagiske småkreps (Entomostraca) i Holarktisk (Nordlige Halvkule) blitt relativt kraftig forandret, spesielt viktige slekter som *Daphnia*, *Bosmina*, *Holopedium* (bare Nearktisk og Grønland) og *Diaphanosoma*, mens det innenfor andre slekter ikke er igangsatt revisjon av artene, som f.eks. med slekten *Ceriodaphnia*.

Det har også hatt vesentlig betydning for arbeidet med småkreps og dyreplankton i Telemark fra 2002, da dette arbeidet ble igangsatt for slekten *Daphnia* (se f.eks. Nilssen et al. 2007, Petrusek et al. 2007, Nilssen 2009). Det hadde vært uheldig å publisere en artsoversikt basert på taksonomien slik den var i 2002 (se f.eks. Petrusek et al. 2007). Problemet har vært at viktige referansepopulasjoner for taksonomisk redigeringsarbeid ikke var kvalitetssikret; historisk og taksonomisk (Nilssen 2009). Taksonomien innen den viktige slekten *Daphnia* var således i gang med å bli like uoversiklig som på begynnelsen av 1900-tallet (Nilssen 2009).

Av norske former av *Bosmina*, er det *longispina* (ofte kalt *lacustris* av Sars, upubl. data) og *obtusirostris* formene som er vanligst (Figur 3-4). De to første formene er vanligst der hvor fiskepredasjonen er høyest. I mindre lokaliteter og innover i landet dominerer *obtusirostris* formen (Nilssen upubl.data). De andre formene som tidligere er beskrevet av Sars (1890, 1993)

er hovedsakelig bare variasjoner over formene *longispina* og *obtusirostris*. Internasjonalt foregår akkurat nå intensiv forskning på genetikken til *Bosmina* (Kotov et al. 2009).

Den viktigste diaptomiden, spesielt under ca. 5-600 m o.h. er den ekstremt vanlige *Eudiaptomus gracilis*. Den finnes også under svært sure forhold, liksom *H. saliens*, og da ofte sammen med cladocerer som *B. obtusirostris* og/eller *D. brachyurum*. Ved intensiv kalking overtar ikke sjeldent (men ikke i dette området) den mer følsomme arten *Mixodiaptomus laciniatus*, som finnes naturlig i lokaliteter, spesielt litt mindre i størrelse med høyere pH.



**Figur 3-4 viser karakteristiske arter av dyreplankton i forsurede innsjøer. Fra venstre 3 vannlopper: *Bosmina longispina* (den vanlige norske *obtusirostris* typen) *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum* (norsk: gelekreps), hoppekrepsen *Acanthocyclops vernalis* (og *Diacyclops nanus*), og de tre rotatoriene: *Kellicottia longispina*, *Keratella serrulata* og *Polyarthra vulgaris*. Alle artene har ulike størrelse, målestokken er kun for *D. brachyurum*.**

Den vanligste cyclopoide copepoden er som ellers i Norge, *Cyclops scutifer* (se Figur 3-3) selv om denne forsvinner ved pH under 4,6-4,8 (Nilssen 1980). Den indikerer således surt vann, siden den er utbredt i hele vannmassene og spesielt under termoklinen. Andre vanlige arter i lavlandet er tvillingartene *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* (se Figur 3-3), men utbredelsen er ulik. *M. leuckarti* finnes vanligvis i meget små lokaliteter, i det øvre vannlaget og i littoralsonen, mens *T. oithonoides* er en ekte pelagisk art (Nilssen & Wærvågen 2000), men har ofte hovedutbredelse under epilimnion (Nilssen & Wærvågen 2000). *T. oithonoides* tåler imidlertid betydelig kraftigere fiskepredasjon enn den andre arten, og er for eksempel vanlig i høypredasjonslokalitetene rundt Skien, Porsgrunn og Siljan-sør (Nilssen unpubl.data). En av de vanligste cyclopoide copepodene er den relativt store arten *Cyclops abyssorum*, denne dominerer svabergdammer ("rock-pools") langs kysten over hele Norge (Nilssen unpubl.data). Et spesialtilfelle er at denne arten synes å bli mer vanlig når andre cyclopoide arter som f.eks. *C. scutifer* forsvinner under forsuring. Når slike innsjøer kalkes, er *C. abyssorum* fortsatt vanlig tilstede i vannmassene. Tvillingarten *C. strenuus* er ganske vanlig i mer næringsrike lokaliteter rundt Skien og Porsgrunn, men fordi den er vinteraktiv, blir den ofte oversett i mange lokaliteter (Nilssen unpubl.data).

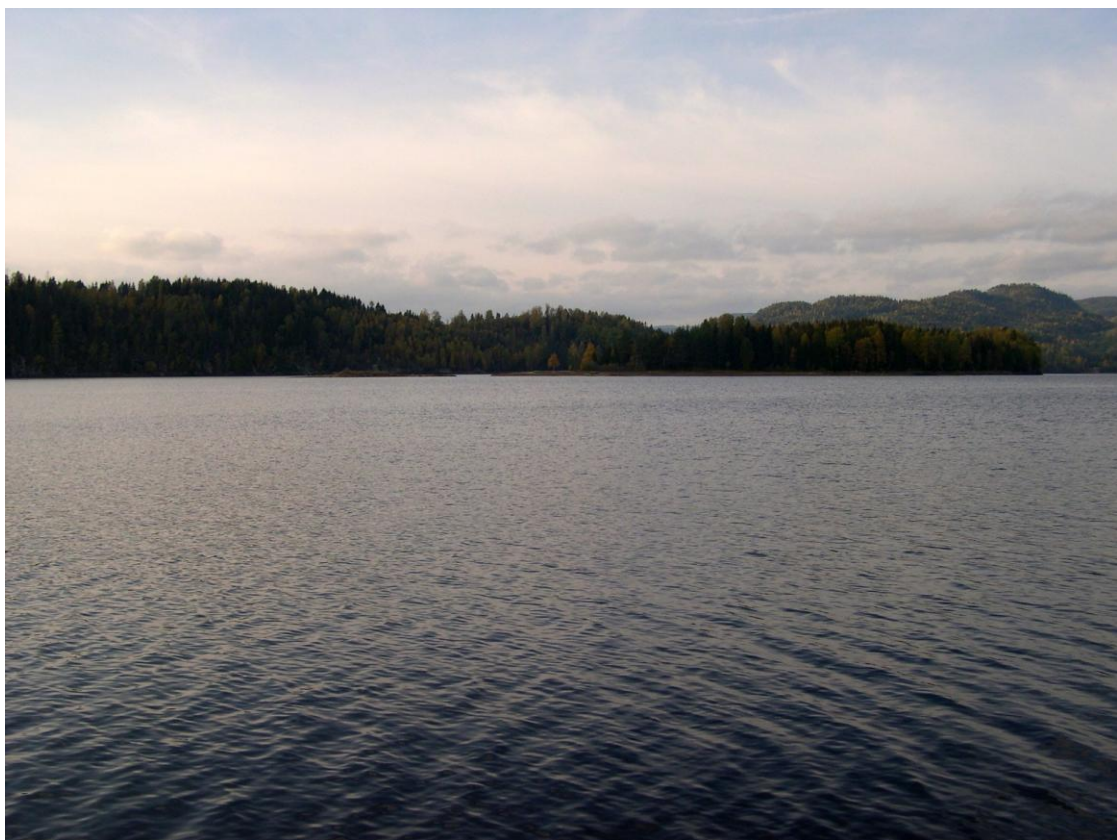
## 4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2005-09

### 4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER

Beliggenheten til de 42 undersøkte lokalitetene i Siljan i Telemark er presentert i Figur 2-1 og Figur 2-2. Lokalitetene er videre inndelt, hovedsakelig etter geografiske kriterier i:

*Øvre felt:* Området over hovedveien (kommunene Siljan mot Kongsberg);

*Nedre felt:* Området nedenfor hovedveien (kommunene Siljan mot Skien).



Gorningen (Figur 4-1) har et kraftig nedbeitet dyreplankton, men er dominert av vanlige, næringsfattige arter. *D. lacustris* finnes ikke og er erstattet av den gjennomsiktige, mindre arten *D. cristata*. *C. scutifer* er uvanlig og erstattet av den lille *T. oithonoides* (Figur 3-2).



Viervatn, like over grensen til Buskerud (Figur 4-2) har også høyt predasjonstrykk dominert av den lille arten *B. longispina*. Hjuldyret *Conochilus* (Figur 3-2) finnes i innsjøer som kalkes. *C. scutifer* er svært vanlig. *Daphnia* finnes ikke.



I samme område ligger Haldoren (Figur 4-3), bare med ørret. Alle store planktonkrepsdyr finnes i denne innsjøen, som nå synes upåvirket av forsurening. Det er imidlertid viktig å holde nede fiskemengden.



Nedenfor Stubbsokktjønn ved Midtvelen ligger denne kronisk sure innsjøen (Figur 4-4). Den har et fattig dyreplankton fullstendig dominert av arter karakteristiske for kroniske sure lokaliteter, med *H. saliens*, *A. vernalis* og store svevmygglarver (se Figur 3-4 og 4-14).

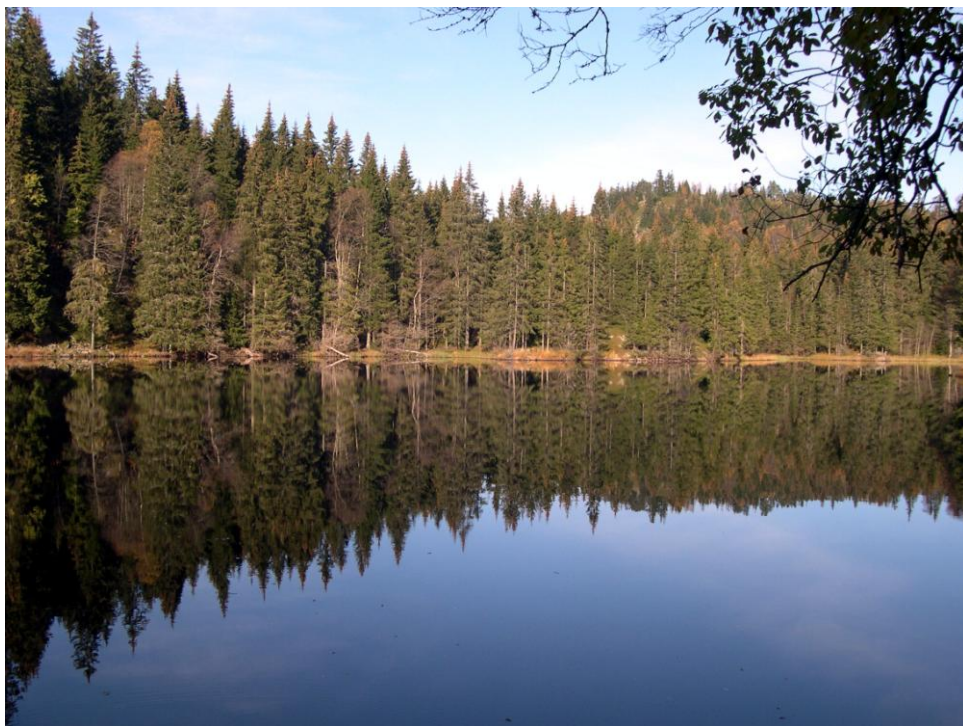


Antitesen (det motsatte) til lokaliteten over er Børsesjø (Figur 4-5) med et ekstremt rikt dyreplankton selv om predasjonstrykket er høyt. Mange spesielle arter av dyreplankton finnes her, bl.a. hybrider (mellomformer av *Daphnia*).

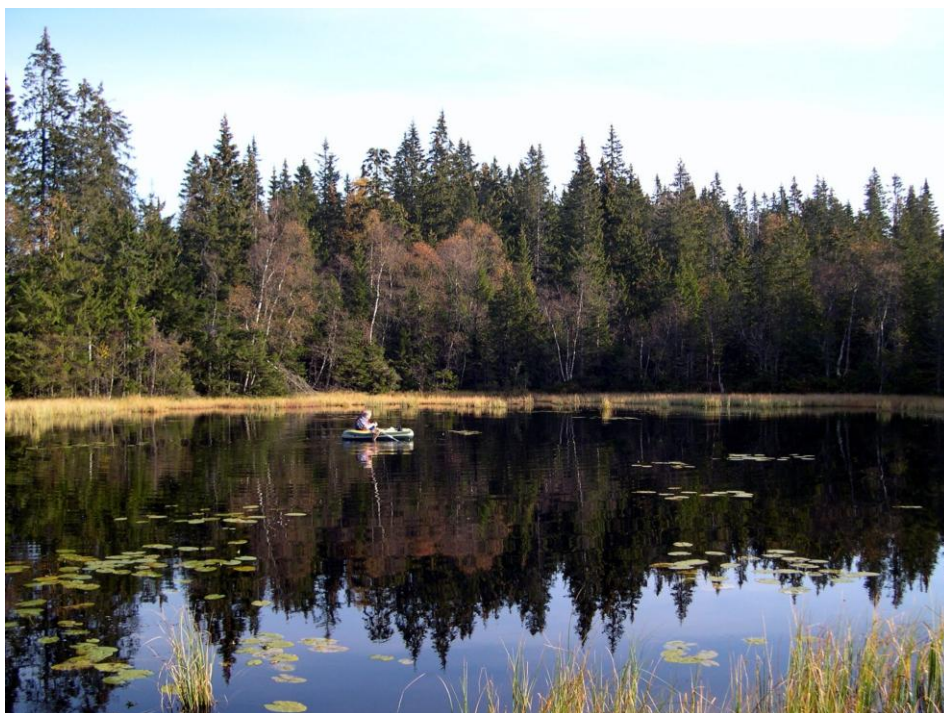


**Storfiskevatn (Figur 4-6) er en typisk innsjø i den nedre del av Siljan-området. Det har rikt dyreplanktonmangfold med *D. longispina*, *Ceriodaphnia* og *T. oithonoides* (se Figur 4-16).**

De utvalgte lokalitetene (1-42) omfatter både større innsjøer som Mykle og Gorningen (Figur 4-1), til middelsstore innsjøer som Børsesjø (Figur 4-5) og Oppedalsvatn, til mindre innsjøer som Storfisketjønn (Figur 4-6) og Haldoren (Figur 4-3). Også i høydeområdet ble det valgt lokaliteter fra større som Mykle, til mindre som Langvatn (Figur 4-7), en nærliggende liten, grunn lokalitet (Figur 4-8) og Viervatn (Figur 4-2). I nærheten av dette ble bl.a. kroniske sure lokaliteter (Figur 4-4) undersøkt. Lokalitetene er valgt slik fordi variasjonen av ferskvannsorganismerne er vesentlig å stadfeste i slike studier. Det var også viktig å klargjøre om noen mindre tjern virket som refugier for viktige dyreplankton. Tilsvarende studier som har foregått i Telemark fra 2002 til nå, har også foregått i nærområdet i Buskerud og Vestfold (Nilssen & Wærvågen 2004a, Wærvågen & Nilssen 2003c).



Langevatn (Figur 4-7) er en liten kalket innsjø, nå med store populasjoner av *D. longispina*, *B. longispina* og *H. gibberum*.



Denne lille grunne lokaliteten (Figur 4-8) like ved Langevatn var etter lokale opplysninger ikke kalket, men noen har nok sluppet kalk der, siden den var full av *D. lacustris*. Den har i likhet med lokaliteten over ikke *C. scutifer*; kanskje er det for varmt for kaltvannsarten i dette grunne vannet.



**Det oligotrofe Haldoren (Figur 4-9), er et vakkert vann. Alle arter plankton finnes.**

Den kjemiske indikatoren for om fisk kan klare seg ANC (Acid Neutralising Capacity) har passert 0 og nærmer seg  $+20 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$  i et like surt nabo-område i Aust-Agder. ANC (surhets-neutraliserende evne) er forholdet mellom basekationene (kalsium, natrium, magnesium, kalium) og sterke syrers anioner (sulfat, klor, nitrat). Derfor skulle det være mulig at laksefisk kunne leve i området, fordi det regnes at grensen for naturlig reproduksjon går ved ca  $+20 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$  (Lydersen et al. 2004). Nye studier har imidlertid demonstrert at også humussyrer (brun-og gulfargede stoffer i vannmassene) må telle med i kalkuleringen av ANC (Lydersen et al. 2004). I dette området tilsvarer disse syrene en verdi på ca.  $+20\text{-}30 \mu\text{ekv} \cdot \text{L}^{-1}$  (Traaen et al. 1997), bortsett fra noen få klare innsjøer, som har lite humussyrer i vannmassene. Derfor tar det fortsatt noen år før ANC er på verdier som viser at laksefisk kan klare seg naturlig i området (Lysersen et al. 2004). En annen viktig observasjon er at kalsiummengdene avtar langsomt og signifikant i de ikke-kalkede nabo-områder (Nilssen & Wærvågen 2004), som sannsynligvis gjenspeiler lavere kalsiuminnhold i nedbør (SFT 2003). Dette kan på lang sikt påvirke utbredelsen av dyreplankton i slike kalsiumfattige områder som dette. Lokalteter rundt Grønntjønn i naboområdet Sauheradjell har kalsiumverdier så lave som ca.  $0,3 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ . Det interessante er spørsmålet, kan slekten *Daphnia* klare seg i slike lokaliteter (Wærvågen et al. 2002)?

Som det framgår både av denne rapporten og andre studier (SFT 2003), er dette området i gang med å restaureres naturlig etter tiår med kronisk forsurening. Vendepunktet for forsureningen kan se ut til å være rundt 1990 for Telemark (SFT 2003, SPFO 2008).

Det er viktig at deler av dette området fortetter å utvikle seg naturlig uten å bli påvirket av kalking, slik at dette feltet kan fungere som et referansefelt i denne delen av Norge, hvor innsjøene tidligere var kronisk forsurede, men hvor pH nå er rundt 5,0. Imidlertid trengs det betydelig flere biologiske undersøkelser i dette feltet, hvor også de ulike former for refugier (både i innsjøene og utenfor) bør bli studert de nærmeste tiårene.

Noen innsjøer som har blitt kalket (forsiktig), har en kalsiumverdi som fortsatt ligger rundt  $1,5 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$  (Figur 4-13). Fravær av *Daphnia* i noen av de kalkede innsjøene kan skyldes at mange av aluminiumskonsentrasjonene fortsatt er høye (over  $0,25 \text{ mg tot-Al} \cdot \text{L}^{-1}$ ) og pH og kalsium er forholdsvis lave (under  $\text{pH} = 5,5$ , rundt  $1 \text{ mg/l}$ ), se Figur 4-12. Men den vanlige forekomst av indikatorarten *C. scutifer* demonstrerer at flere av lokalitetene er i ferd med å restaureres.

Det finnes ikke så mange tidligere data som i Skien-området, like over kommunegrensen. Men takket være tidlig feltinnsats til Grenland Sortsfiskere, er det mulig å kommentere pH-utvikling for noen av innsjøene i Siljan, selv om det ikke er mulig å sette opp sammenhengende kurver som for en del andre områder i Telemark (Nilssen & Wærvågen 2004, 2009). Lokalitetene kan kommenteres etter de geografiske kriterier, se kapittel 3.2:

*Øvre felt:* Området over hovedveien (kommunene Siljan mot Kongsberg);

*Nedre felt:* Området nedenfor hovedveien (kommunene Siljan mot Skien).

I der øvre feltet var de fleste lokalitetene før kalking av innsjøkategori type A (kronisk sure innsjøer), bortsett fra noen få beliggende på gunstig geologi, som f.eks. Haldoren. Denne var kategori B. I skogsområdene var de fleste av lokalitetene mellom kategori B og A, mange hadde pH fra 4,8-5,2. Dette kan konkluderes fra de tidligere studiene til Nilssen & Wærvågen (2004a) og Wærvågen & Nilssen (2003c), som har arbeidet i de nærmeste grenseområdene, både i Buskerud og Vestfold.

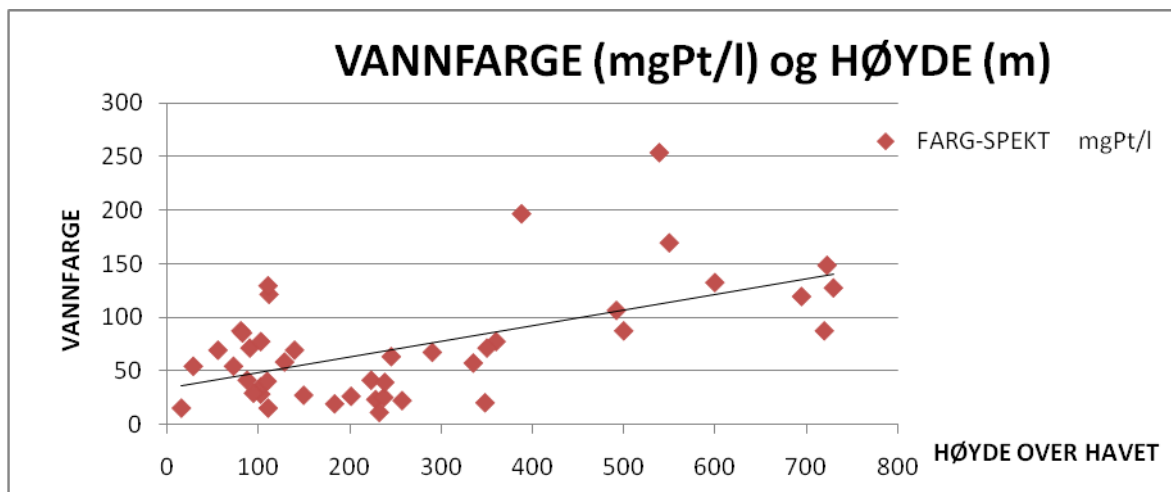
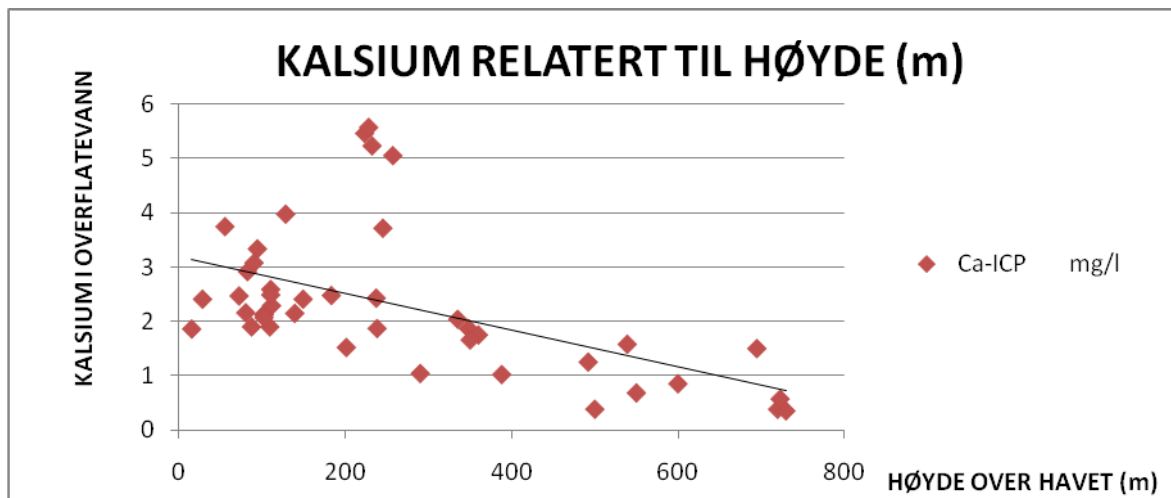
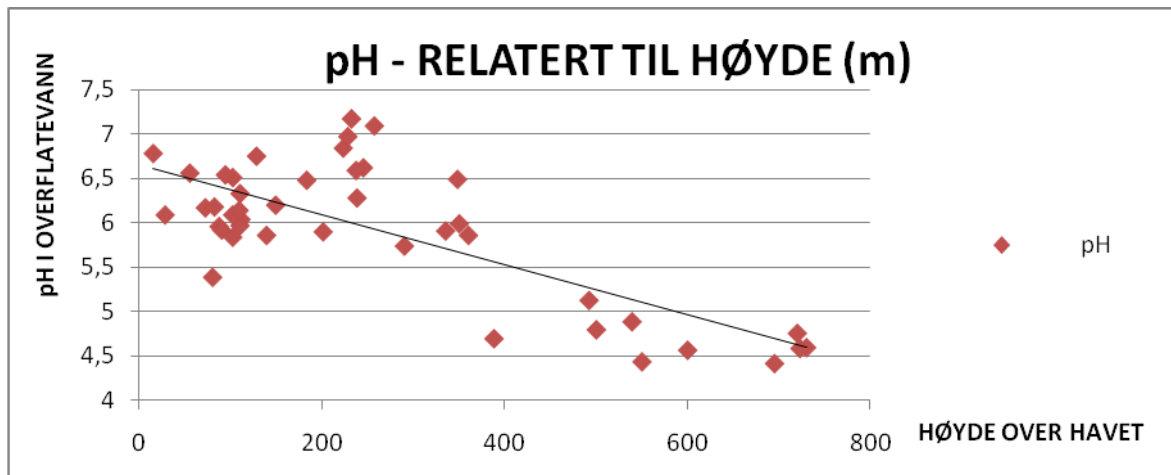
En del brunfargede vann i skogbeltet av Telemark har delvis stått imot forsurenningen på grunn av humusstoffenes evne til å avgifte aluminium og tungmetaller (Nilssen & Wærvågen 2001, 2004b). Mange av innsjøene har abbor og/eller ørret og nedbeitet zooplanktonsamfunn. For Skien/Siljan-området 2005-08 er noen viktige kjemiske parametrene blitt framstilt mot innsjøenes høyde over havet (Figur 4-10). Kalsium og pH avtar med økende høyde, mens vannfarge (og aluminium) øker (Figur 4-10). Det tydelig at innsjøene fortsatt er utsatt for betydelig forsureningsstress, siden alkaliniteten der ikke øker jevnt med økende kalsium for alle innsjøer, men delvis forbrukes til å buffre påvirkningen fra sure stoffer (Nilssen & Wærvågen

2001). Deler av innsjøene i dette området er utsatt for sterkt forsuringstress sammenlignbart som for andre innsjøer i Telemark (Nilssen & Wærvågen 2004b). Trendene er de samme som analyse av ca 150 innsjøer i østre del av Telemark (Nilssen & Wærvågen 2001).

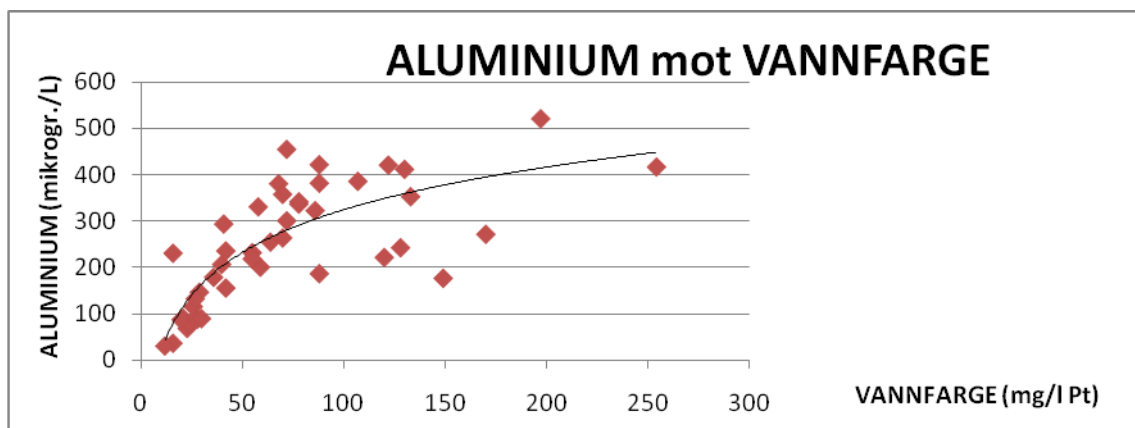
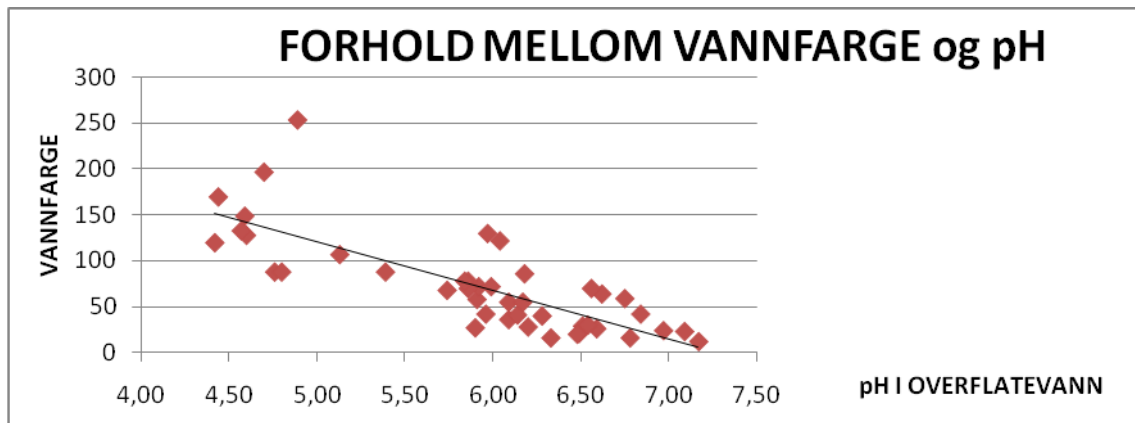
Basisverdien av kalsium vil i dette området være  $1-2 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ , som disse etter-kalk verdiene skal sammenlignes med. Figur 4-13 viser at Ca er positivt korrelert til pH (og alkalinitet – ikke vist). Vannfarge og aluminium i disse innsjøene viser positiv samvariasjon, vannfarge og pH negativ (Figur 4-11). Lave kalsiumverdier kombinert med høye aluminiumsverdier (Figur 4-12) kan gi svært negativ påvirkning på akvatiske organismer.

Mange lokaliteter er i ferd med å restaureres i Siljan, de fleste som er kalket har fått de viktige arter av dyreplankton tilbake i de frie vannmassene. Imidlertid er meget høy fiskepredasjon tydelig i alle lokalitetene i de sørlige delene av kommunen, fra Opdalsvatn og sørover. Følgende lokaliteter i den nordlige og midtre delen har høy fisketetthet: Viervatn, Storevelen, Midtvelen, Rødstjønn, Opdalsvatn. Enkelte av disse bør utfiskes for å oppnå bedre balanse mellom fisketetthet og næringstetthet.

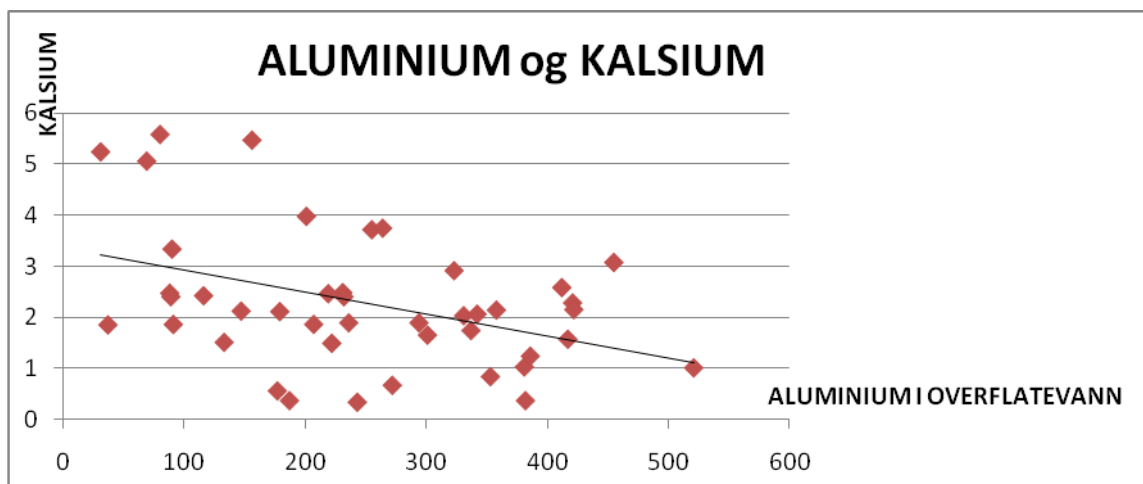
Noen lokaliteter i Telemark i disse undersøkelsene, som kunne klassifiseres som B-vann, har blitt kalket, som Haldoren. Det kan derfor ikke avgjøres om disse innsjøene kunne blitt restaurert gjennom naturlige prosesser uten tilsetning av kalk, selv om enkelte parametre tyder på dette for noen innsjøers vedkommende. Dyreplanktonsamfunnet i noen ikke-kalkede innsjøer i dette området kan se ut til å være restaurert via naturlige prosesser.



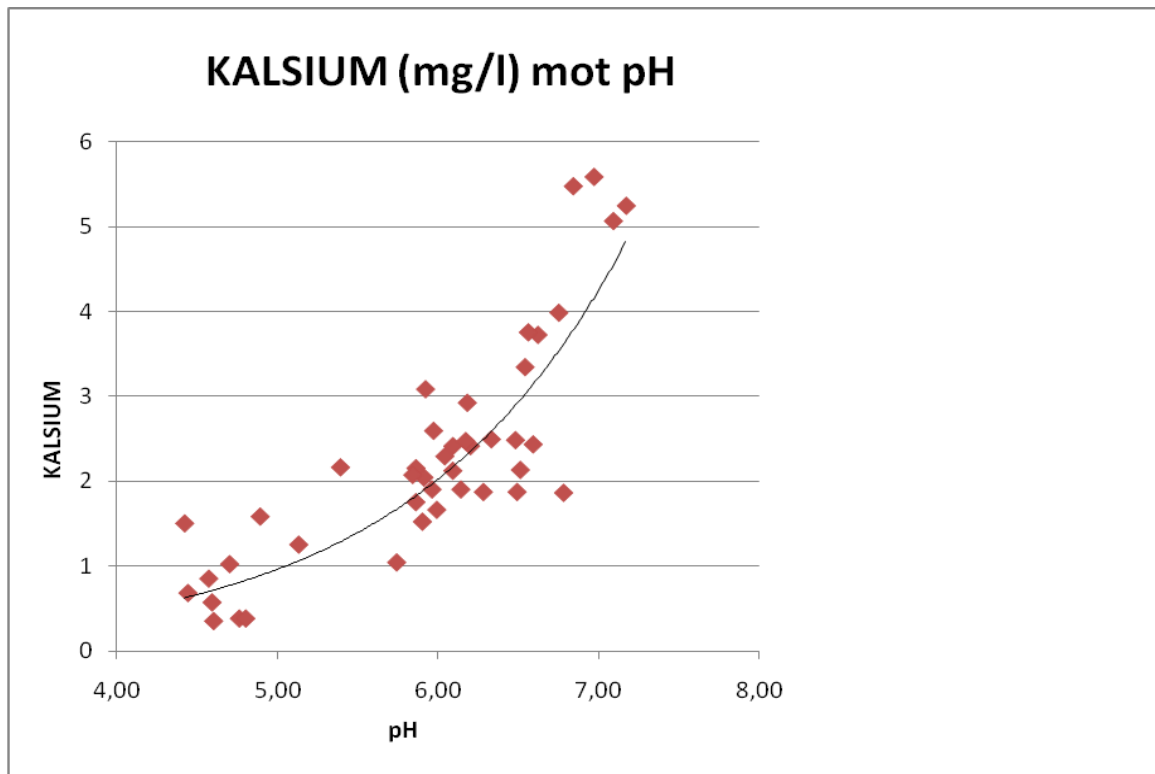
**Figur 4-10** viser forholdet mellom høyde over havet og pH, kalsium og vannfarge. Både pH og kalsium i upåvirkede lokaliteter avtar med økende høyde, mens vannfargen tiltar. Se s. 16.



**Figur 4-11** viser forholdene mellom vannfarge og aluminium og vannfarge og pH. Selv om det er en viss spredning av data, er det tydelig at høy pH gir lavere vannfarge, eller at det er en sammenheng mellom høy vannfarge og lav pH og høy aluminium.



**Figur 4-12** viser høy aluminium følges av lav kalsium i vannmassene, som kan gi stor økologisk stress på organismene og spesielt krepsdyr.



**Forholdet mellom kalsium og pH er vist i Figur 4-13. Spredningen av data gir informasjon om surstress i økosystemene. Dess lavere pH ved samme kalsiummengde, dess mer stress er lokaliteten utsatt for.**

#### 4.2. BIOLOGI - ZOOPLANKTON

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*). I de sureste innsjøene er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina*, *K. longispina* og *Polyarthra* spp. (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003b).

Arter som ikke finnes i forsurede lokaliteter og kommer tilbake ved naturlig restaurering og tvungen restaurering ved kalking, er følgende grupper: *Daphnia longispina*-gruppen, *Conochilus unicornis/hippocrepis* samt cyclopoide copepoder som *C. scutifer* og *T. oithonoides*; den siste cyclopoiden *Mesocyclops leuckarti* er betydelig mer hardfør overfor forsurede. Den calanoide copepoden *H. appendiculata* er også sterkt følsom (Nilssen et al. 1984b), men er bare vanlig utbredt i øst Norge. Det tar ca. 20 år før *C. scutifer* igjen dominerer planktonsamfunnet der hvor den er helt utdødd i løpet av forurensningen (Nilssen unpubl.data). Det er samme tidsperiode som den forurensfølsomme *D. longispina*-gruppen trenger for å etablere seg når den ikke har eggbank i lokalitetens sedimenter (Nilssen unpubl.data).

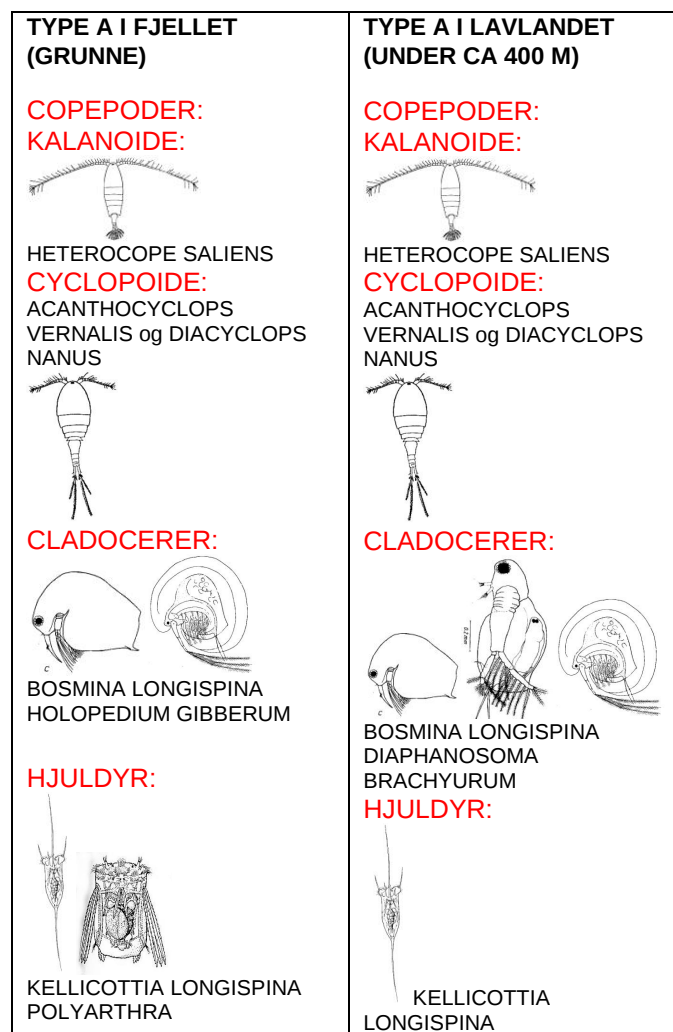
Dette er i overensstemmelse med litteraturen på dette emnet (Skadovsky 1926, Almer et al. 1978, Nilssen 1980, Hobæk & Raddum 1980, Hörnström & Ekström 1983, Hörnström et al. 1993, Sandøy & Nilssen 1987b, Sarvala & Halsinaho 1990, Kroglund et al. 1994, Walseng et al. 1995, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b,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

Lokalitetene kan kommenteres etter de geografiske kriterier, se kapittel 3.2:

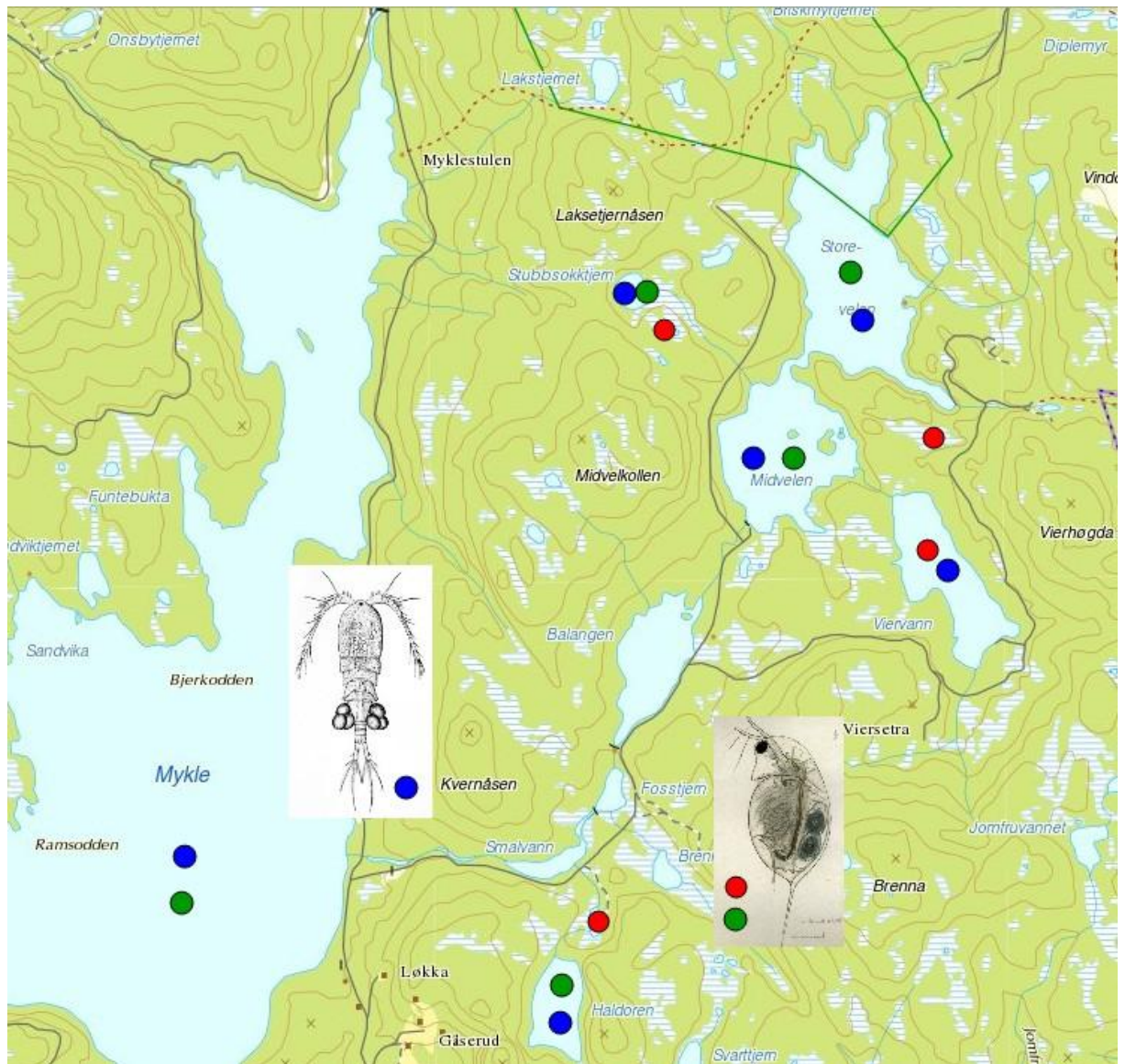
*Øvre felt:* Området over hovedveien (kommunene Siljan mot Kongsberg);

*Nedre felt:* Området nedenfor hovedveien (kommunene Siljan mot Skien).

Det øvre feltet var dominert av kategori A innsjøer, mens dypere kategori A og B innsjøer finnes i skogsområdet i det lavere feltet. Der finnes også mange kategori C innsjøer med høyt til meget høyt predasjonstrykk. Det finnes også noen få lokaliteter med lavt predasjonstrykk, som Bjorvann, like ved Storfiskevatn.



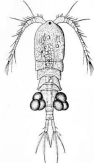
**Figur 4-14 viser karakteristiske planktonsamfunn i kategori A lokaliteter på fjellet og i lavlandet.**



**Figur 4-15. Restaurering av dyreplankton (zooplankton) i det øvre feltet rundt Mykle, Haldoren og Velene. Kartet viser hvor *D. lacustris* (grønn sirkel: til stede; rød sirkel: borte) og *C. scutifer* (blå sirkel: til stede) finnes eller fortsatt er borte. Kart: Norge i bilder.**

Det øvre området var dominert av kategori A vann (Nilssen & Wærvågen 2004a) og har vært gitt spesiell oppmerksomhet i dette studiet. Som vist i Figur 4-15 finnes *D. lacustris* i alle kalkede vann bortsett fra noen få (Viervatn). Kaldtvannsarten *C. scutifer* finnes i de dypere innsjøene, mens grunnere lokaliteter ikke har fått arten tilbake. Fortsatt er Romsdalsvatn kraftig forsuret, uten artene *D. lacustris* og *C. scutifer*.

Dyreplanktonsamfunnene i kategori B og kategori C innsjøer ligner på hverandre, men kategori C har ofte mye høyere predasjonstrykk.

| TYPE C MED LAV PREDASJON                                                                                                                                                                                                        | TYPE C MED HØY PREDASJON                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>COPEPODER: KALANOIDE:</b><br><br>ACANTHODIAPTOMUS DENTICORNIS                                                                               | <b>COPEPODER: KALANOIDE:</b><br><br>EUDIAPTOMUS GRACILIS                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| <b>CYCLOPOIDE:</b><br>C. SCUTIFER og C. ABYSSORUM<br>                                                                                          | <b>CYCLOPOIDE:</b><br>MESOCYCLOPS LEUCKARTI og THERMOCYCLOPS OITHONOIDES<br>                                                                                                                                                                                                                                                                                    |
| <b>CLADOCERER:</b><br> <br>DAPHNIA LACUSTRIS<br>D. LONGISPINA | <b>CLADOCERER:</b><br>   <br>BOSMINA LONGISPINA<br>D. CRISTATA<br>B. LONGIROSTRIS<br>CERIODAPHNIA-ARTER |
| <b>HJULDYR:</b><br><br>KELLICOTTIA LONGISPINA                                                                                                | <b>HJULDYR:</b><br><br>KELLICOTTIA LONGISPINA                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| <b>ANDRE GRUPPER:</b><br>SVEVEMYGG (CHAOBORUS)                                                                                                                                                                                  |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |

**Figur 4-16. Zooplanktonsamfunn ved kategori C. Forholdene kan også sees i innsjøer etter kalking. Likevel er det lett å adskille innsjøene fordi karakteristiske arter ofte ikke finnes eller forholdene er forskjellig i restaurerte og stabile samfunn.**

På mange måter er det likhet mellom de kalkede innsjøene og kategori C. Er det lav predasjon (bare litt ørret i vannet), vil artene være som over, men den store copepodene *Heterocope saliens* kan finnes lenge, fordi den kommer fra egg bank med hvile-egg.

Flere innsjøer i Telemark er sannsynligvis i ferd med å restaureres via naturlige prosesser i nedslagsfelt og i innsjøene selv (Nilssen & Wærvågen 2004b). Den forsursfølsomme *D. longispina*-gruppen som inkluderer *D. lacustris* er etter alt å dømme i ferd med å etablere seg i sure ikke-kalkede innsjøer i Telemark, mens arten sannsynligvis alltid har vært tilstede i typiske C-vann i fylket (Se Metoder, Kap. 3). Tilsvarende er det for den følsomme hypolimnetiske arten *C. scutifer*, som finnes i svært små populasjoner i tidligere sure innsjøer. Den er vanlig i flere av de undersøkte innsjøene. Den mer hardføre arten *M. leuckarti* er kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering. De nye populasjonene av store *Daphnia*

kommer sannsynligvis fra egg-bank i sedimentet (Nilssen & Wærvågen 2002b), 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 restaurering, som fører til at predasjonssystemet forandres kraftig fra et invertebrat-dominert til et fiske-dominert (Nilssen 1980). Tidligere undersøkelser i dette området presenterer størrelsesfordelingen i ulike innsjøer (Nilssen & Wærvågen 2004b). De minste individene finnes ved den mest intense predasjonen. Det invertebrate systemet velger små kroppsstørrelser hos byttedyrene, mens fisk velger de største artene og største individene innen hver art. *D. lacustris* har i flere innsjøer i Siljan og Skien kroppsstørrelser på over 1,7 mm, som antyder at fiskepredasjonen er lav (Nilssen & Wærvågen 2002a). Fordelingen av *D. lacustris* og *D. longispina* og dens kroppsstørrelse relatert til predasjonsklasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor er årsaken til de lave populasjonene av denne karakterarten i lokaliteter som gjennomgår naturlig restaurering og restaurering gjennom kalking (Nilssen & Wærvågen 2002a). Den vanligste dyreplanktonarten i lavlandet i store deler av Telemark 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. lacustris* og *D. longispina* i ikke-sure lokaliteter.

Noen av de mest uventete observasjonene i de kalkede vann i Sør-Norge, var den raske og betydelige reetableringen av vannloppen *D. lacustris* og *D. longispina* (Nilssen & Wærvågen 2001). 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.

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 2003b), som sannsynligvis skyldes konkurranse eller predasjon.

De fleste lokaliteter med abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking (Figur 4-16; høyre del). Dette skyldes den betydelige mengden av små utviklingsstadier i de fleste typer lokaliteter med denne arten (Nyberg 1976). Også i noen av de undersøkte

vannene i Aust-Agder og Telemark var overbefolkning av abbor et faktum (Nilssen & Wærvågen 2001, Wærvågen & Nilssen 2003a). Det behøves betydelig mer informasjon om økologien til denne artens tidlige 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». Abboren 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. Også karpefisk og gjedde er i ferd med å spres via menneskers hjelp til kalkede, tidligere forsurede lokaliteter i deler av Telemark og andre fylker (Nilssen in prep.).

Iøynefallende 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 bukvømmere (Corixidae). Noen grupper av bunndyr som har store problemer med spredning til kalkede, tidligere sterkt sure vann, bekker og elver, er ferskvannssnegler (Gastropoda), ferskvannsmuslinger (Lamellibranchia) og igler (Hirudinea). Disse kommer bare langsomt tilbake til kalkede, tidligere sure lokaliteter.

## **5. FORSURNING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I TELEMARK**

### **5.1 FORSURNING OG KALKING I TELEMARK 2005-09**

Undersøkelsen i 2006-08 dekket 42 innsjøer i Siljan kommune i Telemark, derav 20 referanselokaliteter. For å konstruere kjemiske kurver er data fra ukalkede lokaliteter både i Skien og Siljan brukt (se s. 16).

Lokalitetene kan kommenteres etter de geografiske kriterier, se kapittel 3.2:

*Øvre felt:* Området over hovedveien (kommunene Siljan mot Kongsberg);

*Nedre felt:* Området nedenfor hovedveien (kommunene Siljan mot Skien).

*Øvre felt:* hovedsakelig fra hovedveien til Velene:

Bare de som er blitt kalket, viser restaurering ved at de viktige slektene *Daphnia* (over hele vannmassene), *C. scutifer* (i dypere vannlag) og under 4-500 m *M. leuckarti* (i øvre vannlag) finnes vanlig. Hvis de cyclopoide copepodene, som *C. scutifer* var helt utryddet i den mest sure perioden, finnes ikke denne i vannmassene. Karakteristiske fortsatt forsurede lokaliteter er

området rundt Velene. Lavere nede i vassdraget finnes alle de vanlige artene, og dette betyr at innsjøene kan betraktes som fullstendig restaurert.

*Lavlandet:* De lavereliggende deler mot Norsjø, uten kalking.

I denne delen av Siljan er det få surskader, og problemet i de fleste innsjøene er overtetthet av fisk, hovedsakelig abbor, men også andre arter. Det er få eller ingen innsjøer/lokaliteter som har blitt kalket. De fleste har og har sannsynligvis også hatt de viktige slektene *Daphnia* (over hele vannmassene) og *C. scutifer* (i dypere vannlag). Disse innsjøene er sannsynligvis som de var før forureningen satt inn i andre deler av fylket.

### 5.1.1. KALKING AV INNSJØER SOM 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 vann-systemer. Kalking har gitt nytt håp til store deler av Sør-Norge, hvor forurening 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 rundt 1,5 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. Innsjøer av type D som har blitt kalket, har ikke vært nødvendig å kalke. Det samme gjelder sannsynligvis flere kategori C-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.

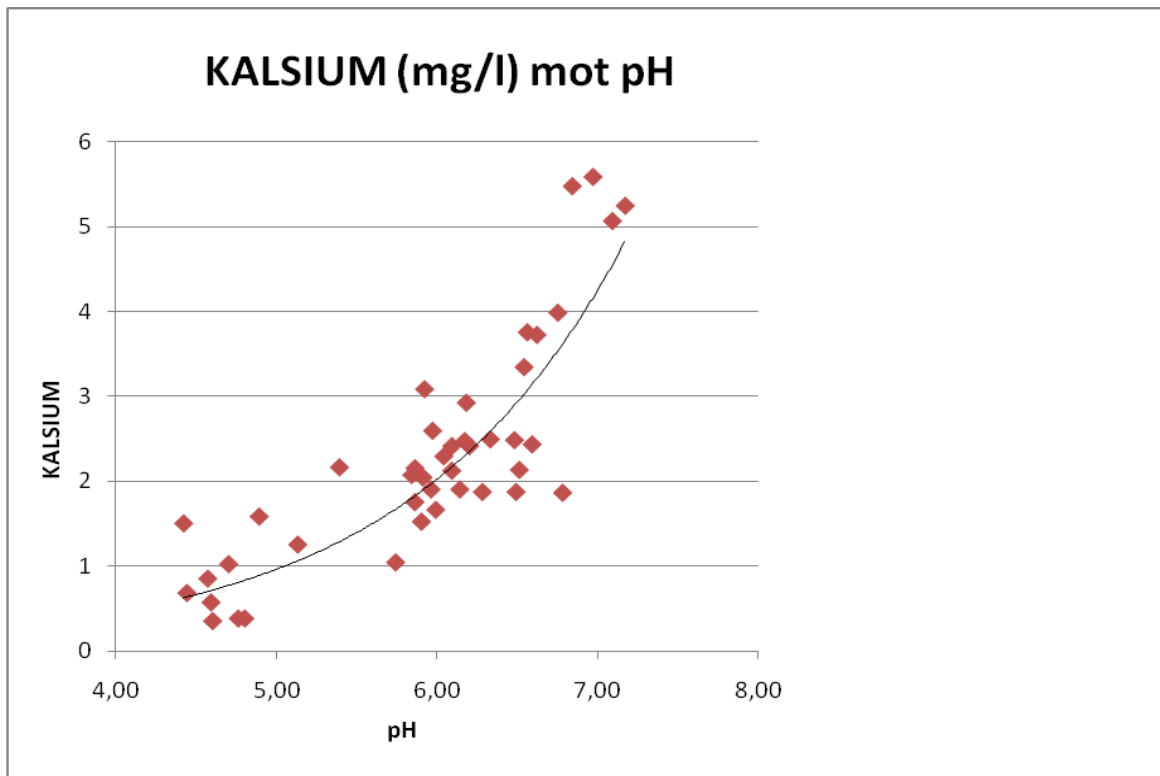
Undersøkelse av forsuring og «recovery» er ofte basert på feltdata hvor det foretas korrelasjonsanalyser, men disse sier lite om årsak-virknings forhold (Havens 1999). Forhold mellom biomasse av fisk og økologiske parametre som forsuring (pH) og næringssalt/klorofyll, viste at biomasse av fisk var positivt korrelert til næringssalt/klorofyll og negativt korrelert til pH (Havens & Karlson 1998, Havens 1999). Hvis målet for «recovery» er en høyest mulig fiskebiomasse med god fangstkvalitet (som f.eks. rødt fiskekjøtt og høy kondisjonsfaktor), 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 (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 (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 «overgangsinnsjøer»). Dette tilsvarer kategori B i våre innsjøer. Det siste stadium av forsuring blir karakterisert av kronisk lave pH verdier godt under 5,0, tilsvarende kategori A i vårt system.



**Figur 5-3. Forholdet mellom kalsium og pH i ikke-kalkede lokaliteter. Ved identisk mengde kalsium (f.eks. 2 mg/l) kan pH variere fra ca. 5,6 til ca. 6,8. Den med lavest pH ligger i område med sterkest surstress.**

Forholdet mellom kalsium og pH i våre data plottet mot Henriksens empiriske kurve, er utført i andre deler av Telemark (Wærvågen & Nilssen 2003a, Nilssen & Wærvågen 2004b). Dette avdekket følgende:

- en del innsjøer i Telemark ligger i et område som fortsatt er utsatt for forsurening
- de kalkede innsjøene er fortsatt påvirket av sterk forsurening
- innsjøer under kurven ligger nær kysten på marine avleiringer
- innsjøer langt over kurven er i tillegg til forsurening også karakterisert av sterk Pt-farge og mye humus
- det kan se ut som punktene fra 1999/2000 ligger nærmere den empiriske kurven som adskiller forsurede og ikke-forsurede innsjøer (Henriksen 1979), spesielt i den midtre del av kalsium og pH-spekteret
- den kan understøtte hypotesen om at innsjøer med midlere kalsium og pH er i stand til å restaureres gjennom naturlige prosesser.

Det er imidlertid ikke bare naturlig restaurering som er viktig å legge merke til ved kalking, men også en sterk tendens til episodisk forsurening 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 Norsjøen og Sør-Norge. Denne førte til en rekke tunge nedbørsperioder, både sommer, høst og vinter, fulgt av relativ 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 Telemark i 2001 ikke var spesielt sure, som lenger sør i Agder og Telemark.

I dette geologiske området i 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 forsuringen 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 restaurering). Imidlertid gjelder dette på langt nær alle områder i Norge. Deler av 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). Det burde vært satt i gang undersøkelser rundt årsakene til denne fortsatte kroniske forsuringen.

Detaljerte paleoøkologiske undersøkelser har vist hvordan vannkjemii, 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 forsuring 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 forsuring 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 forsuringen (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 forsuringsprosessen 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  $[Ca^{2+}] < 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (Skjelkvåle 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 2003b). For de fleste av disse er det sannsynligvis ikke vesentlig fysiologisk stress om ioner som kalsium varierer fra  $1 - 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [Ca^{2+}]$ , som er vanlig etter kalking. Det er spesielt hvis organismene er tilpasset ekstremt lave ioneverdier som f.eks.  $0,2 - 0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [Ca^{2+}]$  at problemene kan vise seg. Foreløpig kjenner man ikke godt til slike tilfeller.

Kommentarer rundt en mulig «overkalking» er presentert tidligere (Nilssen & Wærvågen 2001). «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 (SNV 2000). Dette fører til at episodenes styrke avtar og innsjøene får et mer stabilt kjemisk miljø.

Med kalking innenfor verdiene  $1-3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} [Ca^{2+}]$ , som er vanligst i Norge, kan det til nå ikke observeres skadevirkning på f.eks. så viktige organismer som dyreplankton. 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 ørret og abbor. 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 A.Dannevig 1938). De samme forholdene var det for abbor, selv om denne hadde bedre kvalitet enn ørreten (A.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 (A.Dannevig 1938, Sømme/Jensen 1948), mens de som lå nede i lavlandet sannsynligvis ikke var det, hvis de ikke ble hardt fisket (A.Dannevig 1938). Og de «normale», tidligere abborvann – hadde alltid en tendens til å være overbefolket (A.Dannevig 1938).

Etter kalking er forholdene beskrevet bl a av Svælv & Matzow (1985), Raddum et al. (1986), Kleiven (1997) og Brandrud et al. (1999).

Hindar et al. (1989) viste at fisketettheten i forhold til næringsgrunnlaget 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 (Forseth et al. 1997).

Overtetthet av kalkede vann er nå blitt et så stort problem at større deler av kalkingsbudsjettene burde brukes til studier av dette. Som beskrevet i «Ørretboka» (Sømme/Jensen 1948), 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*. Ørret-innsjøer som har svært gode gytebekker kan stenges, selv om dette er fysisk vanskelig i mange vann. Man kan i tillegg ta gytefisk direkte på bekkene, og generelt ikke sette ut mer yngel eller ungfisk før populasjonen kommer i balanse med mengde næringsdyr. Når det gjelder forvaltning av abborvann, er det betydelig vanskeligere å foreta seg noe, men store ruser har blitt utviklet i som egner seg godt til utfiske av tette populasjoner.

Mange av innsjøene og elvene hvor ørret og laks settes ut, 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). Når store mengder (ofte tusenvis av individer i relativt små innsjøer) ørret settes ut, vil det etter kort tid observeres at tidligere akkumulert næring beites ned (A.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 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. 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 innsjøene 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 forurengning, 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. Overbefolkning 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 innensjøene og fiskebiomasse (Havens 1999). Det betyr at hvis målet for «recovery» er et høyest mulig fiskebiomasse i Telemark, 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 feks: *Daphnia longispina*-gruppen, *Heterocope*-artene, litorale Cladocera, mange Copepoda (spesielt Calanoida) og de fleste Rotatoria. Disse hvilestadiene har ulik avslutning på sin diapause (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 TELEMARK**

### **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, og 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. Representativiteten til denne serien for Telemark er ikke testet økologisk, som f eks ved å analysere zooplanktonsamfunnet. Det ville være en interessant sammenligning.

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).

Det bør her understrekes at det tidligere kronisk forsurede øvre Siljan kommune utgjør et av de områdene som har hatt en høy kalkingsfrekvens. Det er viktig at deler av området settes av for å undersøke prosessene rundt naturlig «recovery», både i høyereliggende innsjøer som rundt Eiangen og lengre nede i vassdraget.

### **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 kalknings- virksomheten. 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 «soft-waters» (Brandrud 1999).

Kalking har som mål å stoppe den negative utviklingen og hindre tap av mangfold. Langsamt begynner man å få data som tyder på at kalkingen og naturlige forbedringer fører til reetablering av forsuringsfølsomme 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 inntreffer 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 vårmelting 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. Tiden er nå 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. I tillegg bør det også kunne diskuteres om noen av innsjøene bør kunne gjødsles eller gjødsles/kalkes.

## 6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER

AbelSenteret i Gjerstad satte i gang, sammen med Høgskolen i Hedmark, evaluering av et utvalg av gjennomførte kalkingstiltak for miljøvern avdelingen hos fylkesmennene i det geografiske området fra og med Aust-Agder til og med Oslo og Akershus. Undertegnede har fra 2009 arbeidet med de samme problemstillingene innen fri forskning knyttet til Müller-Sars Selskapet i Drøbak. Dette arbeidet i Siljan kommune (samt Kongsberg og Skien kommuner) ble delvis utført mens forfatteren var heltidsansatt ved Niels Henrik Abel Senteret, Gjerstad (fra 1999 til 1ste august 2007). Etter hvert som kalkingsaktivitetene har økt i omfang, var det framkommet et behov for vitenskapelig vurdering av biologiske (ikke bare fiskeforhold) og kjemiske effekter av innsatsen. Denne rapporten, som omhandler dyreplankton i 42 innsjøer i Siljan kommune, Telemark (og Kongsberg, Buskerud), er en videreføring av dette arbeidet. Rapporten har fått økonomisk støtte av Fylkesmannen i Telemark og Direktoratet for Naturforvaltning. Thom Simonsen har gjort stor innsats for å hente fram historiske data fra dette området, og også gitt opplysninger om Siljan Jeger- og Fiskeforening (SJFF) og deres historiske og nåværende aktiviteter. I rapporten er det konsekvent brukt ”tjønn” og ”vatn” selv om dette varierer geografisk i kommunen.

Helge og Anni Hogstad og Thom Simonsen har i 2006 hjulpet med feltarbeid og lokalitetsopplysninger, og Ann-Helén Rønning har ytet stor feltinnsats i 2008. Fylkesmannen i Telemark ved Finn Johansen har frambragt data og opplysninger om biologiske og kjemiske forhold i vassdragene. Forfatteren takker alle personene over for verdifull hjelp til gjennomføring av prosjektet.

## 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.
- Berge, F., Brodin, Y-W., Cronberg, G., El-Daoushy, F., Høeg, H.I., Nilssen, J.P., Renberg, I., Rippey, B., Sandøy, S., Timberlid, A. & Wik, M. 1990. Paleolimnological changes related to acid deposition and land-use in the catchment of two Norwegian soft-water lakes. *Phil.Trans.R.Soc.Lond. B* 327:385-389.
- Bertelsen, A., Olerud, S. & Sigmond, E.M.O. 1996. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart, OSLO 1: 250000. Norges Geologiske Undersøkelse.
- Bērziņš, B. & Bertilsson, J. 1990. Occurrence of limnic microcrustaceans in relation to pH and humic content in Swedish water bodies. - *Hydrobiologia* 199: 65-71.
- Bilton, D., Freeland, J.R. & Okamura B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 32: 159-181.
- 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*.
- Brett, M.T., 1989. Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water Air Soil Pollut.* 44: 387-414.
- 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 kalkning på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-Utredning 1999/9: 1-126.
- 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).
- 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. Ferskvannsrørreten på Sørlandet. P.M. Danielsens forlag. Arendal.
- Dannevig, A. 1959. Nedbørens innflytelse på vassdragenes surhet, og på fiskebestanden. Jeger og Fisker 3: 116-118.
- Dannevig, G. 1966. Auren og det sure vann på Sørlandet. Jakt-Fiske-Frilevsliv 95: 388-393.
- Dannevig, G. 1971. Fiskebestand og forsurening av vassdrag. Jakt Fiske Frilevsliv 100: 149-151; 198-201.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. pp. 75-83 In: Drabløs, D. & Tøllan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Dons, J.A. 1975. Fylket som har alt. Telemarks geologi. s. 34-70 I: Holand, J.E. (red). By og bygd i Norge. Telemark. Gyldendal, Oslo.
- Dons, J.A. & Jorde, K. 1978. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart Siljan 1: 250 000. NGU.
- Drabløs, D. & Tøllan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- Drabløs, D. 1980. Referansenøkkel for forskningsaktiviteter og feltobservasjoner 1972-1979. SNSF-prosjektet. Oslo-Ås. 53 s. (+ to vedlegg).
- 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.
- Elgmork, K. Hagen, A. & Langeland, A. 1973. Polluted snow in southern Norway during the winters 1968-1971. Environ.Pollut. 4: 41-52.
- 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 innsjøar. NINA-Oppdragsmelding 508: 1-52.
- 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.
- Grenland Sportsfiskere, 1999. Informasjonsguide 1999. 82 s.
- Grenland Sportsfiskere, ulike år. Fiskesport (ulike numre).
- Hairton, N.G. jr. & Cáceres, C.E. 1996. Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process. Hydrobiologia 320: 27-44.
- Hairton, 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.
- 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 complementary 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. & Hindar, A. 1997. Tålegrenser for forsurening av overflatevann – et nyttig begrep? *Vann* 32: 219-234.
- 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. Blattfusskrebse. 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. & Nilssen, J.P. 1983. Årsrapport 1980/81. Kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 6/83, 101 s. + IV appdik.
- Hindar, A. & Nilssen, J.P. 1984. Årsrapport 1982/1983 og faglig oppsummering for Kalkingsprosjektet i Gjerstad i Aust-Agder. Kalkingsprosjektet. Rapport 21/84. 153 s.
- Hindar, A. & Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status og 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., 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.
- Johannessen, M., Kildal, T., Kaasa, H. & Sverkmø, I.O. 1984. Utbreiing av fiskeartar i innsjøar. Kart Bio 01a i Naturatlas for Telemark.
- Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J. Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E. & Walseng, B. 1999. Store Finntjenn 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. 1997. Tap og rekolonisering av ulike fiskearter i Herefossfjorden, Tovdals-vassdraget, i perioda 1970-1996. NIVA-rapport, l.nr. 3724-97. 21 s.
- 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. Abboren i Store Finntjenn, 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.
- Kotov, A., Ishida, S. & Taylor, D.J. 2009. Revision of the genus *Bosmina* (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylogenies. *Zool.J.Linn.Soc.* 156: 1-51.
- Kroglund, F., Dalziel, T., Rosseland, B.O., Lien, L., Lydersen, E. & Bulger, A. 1992. Restoring endangered fish in stressed habitats. ReFISH Project 1988-1991. NIVA Acid Rain Report 30/1992. 43s.
- 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.
- Kaasa, H. & Rognerud, S. 1981a. Kart VKJ 01a 1979 - 1980 i Vassatlas for Telemark. Tema: pH - surleiksgard i vassdrag. Plan og Bygn. Avd. i Telemark fylkeskomm.
- Kaasa, H. & Rognerud, S. 1981b. Kart VKJ 02a 1979 - 1980 i Vassatlas for Telemark. Tema: Kalsium (Ca) i vassdrag. Plan og Bygn. Avd. i Telemark fylkeskomm.
- Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. 2004. The influence of TOC on the relationship between Acid Neutralizing Capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci.Total Env.* 326: 63-69.
- Mellors, W.K. 1975. Selective predation of ephippial *Daphnia* and the resistance of ephippial eggs to digestion. *Ecology* 56: 974-980.
- Morling, G. & Pejler, B. 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966-1983. *Limnologica* (Berlin) 20: 307-318.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in southern Norway. *Pol.Arch.Hydrobiol.* 23:105-122.
- 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. 2009. A narrative story of Otto Friderich Müller's *Daphne longispina* (Crustacea; Cladocera): 240 years taxonomical and nomenclatural confusion in a widespread freshwater zooplankton. 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. 2001. Kjemisk og biologisk «recovery» av forsurede innsjøer i Aust-Agder. Kalkede vann og referanse vann i 1999 og 2000. Fylkesmannen i Aust-Agder, Rapport 2-2001: 1-80.
- 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. & Wærvågen, S.B. 2003. Ecological distribution of pelagic copepods and species relationship to acidification, liming and natural recovery in a boreal area. *J.Limnol.* 62: 97-114.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2004a. Kalking og naturlig restaurering i Buskerud. Oppsummerende rapport 1999-2003. Fylkesmannen i Buskerud, Rapport 4-2004: 1-83.
- Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2004b. Utvikling av kalkede- og referanselokaliteter i 2002/2003 i en tidligere kronisk sur region i Nissedal og Drangedal, Telemark. Fylkesmannen i Telemark, Rapport 1-2004: 1-59.
- Nilssen, J.P., Østdahl, T. & Potts, W.T.W. 1984. Species replacements in acidified lakes: physiology, predation and competition? *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 61: 148-153.
- Nilssen, J.P., Hobæk, A., Petrusek, A., Skage, M., 2007. Restoring *Daphnia lacustris* G.O. Sars, 1862 (Crustacea, Anomopoda): a cryptic species in the *Daphnia longispina* group. *Hydrobiologia* 594: 5–17.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm* 53: 51-77.
- Nyberg, P. 1976. Production and food consumption of perch in two Swedish forest lakes. Univ. Uppsala. Klotenprosjektet 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.
- Petrusek, A., Hobæk, A., Nilssen, J.P., Skage, M., Cerny, M., Brede, N., Schwenk, K., 2008. A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zool. Scr.* 37: 507–519.
- 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.
- 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., 1890. Oversigt af Norges Crustaceer med foreløbige Bemærkninger over de nye eller mindre bekjente Arter. II. Branchiopoda, Ostracoda, Cirripedia. Forhandlinger i Videnskabs-Selskabet i Christiania Aar 1890: 1–80 (in Norwegian, new species descriptions in Latin).
- 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.
- Schindler, D.W. et al. 1991. Comparisons between experimentally- and atmospherically-acidified lakes during stress and recovery. Proc.Royal Soc. Edinburgh 97B: 193-226.
- Sevaldrud, I.H. & Muniz, I.P. 1980. Sure vann og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. SNSF-Prosjektet. IR 77/80: 1-59 + 61 tabeller.
- SFT (Statens ForurensningsTilsyn) 2003. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2002. SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003. 203 s.
- Statlig program for forurensningsovervåking (SPFO) 2008. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. SPFO-rapport: 1032/2008. TA-2422/2008. ISBN 978-82-577-5362-7, 88s.
- 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., Mannio, J., Wilander, A. & Andersen, T. 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden. Hydrol.Earth Syst.Sci. 5: 327-337.
- Snekvik, E. 1970. Brev om vannkjemi i Luksefjellområdet, området til Grenland Sportsfiskere. 4s.
- Snekvik, E., 1974a. Sure innsjøer og fiskebestand. Rapport nr. 2 Rogaland - Agder - Telemark. Direktoratet for vilt og ferskvannfiske. Ås-NLH.
- Snekvik, E., 1974b. Om surt vann og ferskvannsfisk. Klipp fra fiskeriinnspektørens årsmeldinger i årene 1915 - 1961. Direktoratet for vilt og ferskvannfiske. Ås-NLH.
- SNSF-prosjektet 1977. Sur nedbør of noen alternative kilder som årsak til forsuring av vassdrag. SNSF-prosjektet. ISBN 82-90153-46-5. 156 s. + appendiks.
- SNV (Statens Naturvårdsverk) 2000. Kalkning på 2000-talet. Rapport 5086/2000.
- Solhøy, H. Kalkingsplan for Telemark 1995-1999. Rapport fylkesmammen i Telemark. Rapport 04/95: 1-36 + vedlegg.
- 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. & 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.

Strand, R. 1989. Aktuelle kalkningslokaliteter i Telemark. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 2/89: 1-66.

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.

Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. & Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: An 11-year record. Water, Air, and Soil Pollut. 94: 163-180.

Voigt, M. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas (2. Aulage, Neuarbeitet von W. Koste). Gebrüder Borntraeger. Berlin. 673s.

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.

Wærvågen, S.B., 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. Utvikling av kalkede innsjøer i Telemark. En sammenligning med referanselokaliteter 2002. Fylkesmannen i Telemark, miljøvern-avd. Rapport 2-2003: 1-57.

Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003b. Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. Hydrobiologia 499: 63-82.

Wærvågen, S.B. & Nilssen, J.P. 2003c. Kalking og naturlig restaurering av innsjøer i Vestfold. Oppsummerende rapport for 2000-2002. Fylkesmannen i Vestfold, Rapport 1-2003: 1-63.

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.

## VEDLEGG: 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;<br>(antropogen forsurening = forsurening via menneskers industrielle aktiviteter)                                                                                                             |
| autøkologi                    | læren om enkeltarter i naturen<br>(autøkologisk = enkeltartenes-)                                                                                                                                                           |
| bentisk                       | som er knyttet til bunnen (bentiske arter = bunndyr)                                                                                                                                                                        |
| biogeografi<br>bioindikatorer | læren om utbredelsen av organismer<br>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<br>evolusjonær        | næringsrik, overgjødslet<br>prosess hvor evolusjonen virker                                                                                                                                                                 |
| humus                         | store organiske molekyler, ofte farget gule eller brune (humussjøer = innsjøer med kraftig farge fra organiske molekyler)                                                                                                   |
| hypolimnion                   | kaldeste del av innsjø under sommerstagnasjonen                                                                                                                                                                             |
| invertebrat                   | dyr uten ryggrad, her ofte planktondyr                                                                                                                                                                                      |
| ionerik<br>kopepoder          | høyt innhold av ioner (her: ofte kalsium = Ca)<br>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<br>letale    | giftig del av aluminium (her: oppløst i vann)<br>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             | næringsfattig – motsatt: eutrof                                                                                                                                                         |
| paleoøkologi          | her: læren om økologi og organismesammensetning i innsjøenes utvikling fra siste istid                                                                                                  |
| pelagisk              | som er knyttet til de frie 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              | organisme som spiser andre organismer                                                                                                                                                   |
| predasjon             | prosessen ved at en art spiser en annen                                                                                                                                                 |
| predasjonstrykk       | 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 mulige 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                                                                      |