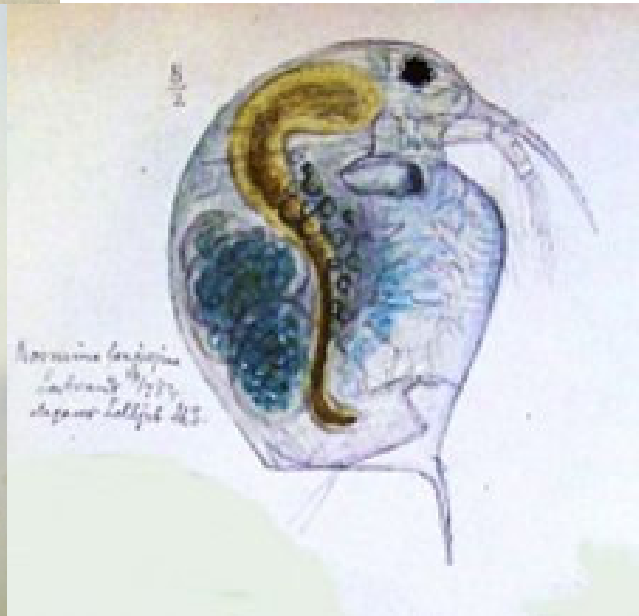
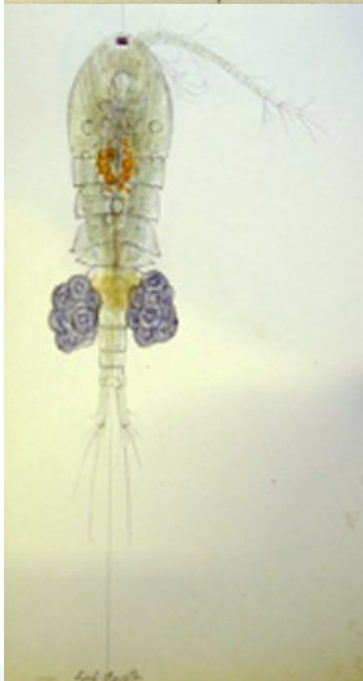
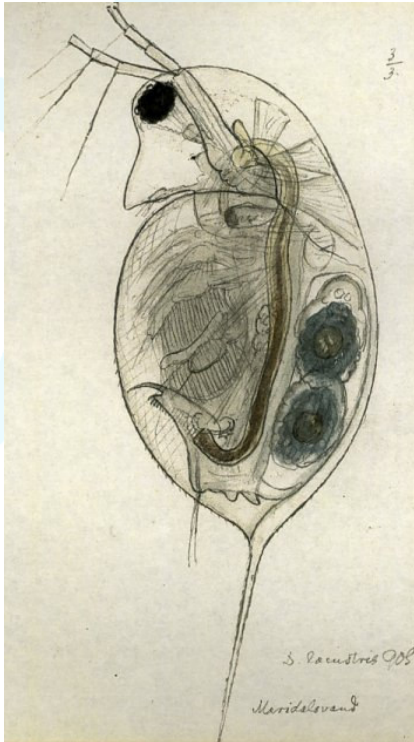




Fylkesmannen i
Telemark

RAPPORT 2009 - 1

**Effekter av kalking og restaurering
av tidligere forsurede innsjøer i
Fyresdal, Telemark**



Miljøvern avdelingen

FYLKESMANNEN I TELEMARK
MILJØVERNDELINGEN

POSTADRESSE: Statens Hus, 3708 Skien
BESØKSADRESSE: Gjerpensgate 14, bygg F
TLF. 35586110 / 35586100
Felles e-postadresse: postmottak@fmte.no

RAPPORT 2009-1

ISBN 82-90959-13-3

TITTEL	DATO
Effekter av kalking og naturlig restaurering i tidligere forsurede innsjøer i Fyresdal, Telemark.	26.06.2009

FORFATTERE
Jens Petter Nilssen¹ Svein Birger Wærvågen² ¹ AbelSenteret for matematikk og naturvitenskap, Avd. for naturvitenskap, 4980 Gjerstad ² Høgskolen i Hedmark, Avd. for lærerutdanning og naturvitenskap, 2306 Hamar

EKSTRAKT
Undersøkelsen i 2004 dekket 23 innsjøer i kommunene Fyresdal (midtre og søndre del) og Nissdal (vestre del), av Telemark fylke, derav 7 ikke-kalkede referanselokaliteter. Betydelige deler av Telemark har fortsatt påvirkning av atmosfæriske utslipp, og noen innsjøer viser vedvarende forsurening. Slike områder trenger derfor fortsatt tilførsel av kalk, hvis lokalitetene skal restaureres i løpet av vår generasjon. Innsjøene er kategorisert i 4 klasser fra kronisk sure til upåvirket av forurening, kombinert med predasjonsintensitet fra fisk. Det foreligger noe historisk informasjon fra området. Sammen med data fra referanselokalitetene, gir dette mulighet for å studere og sammenligne naturlig restaurering og biologiske effekter etter kalking. De høyestliggende delene har i likhet med nabokommunene Nissedal og Drangedal vært meget sterkt utsatt for forurening, og bare kalkede lokaliteter viser tegn til tydelig restaurering, bortsett fra noen få innsjøer beliggende på gunstig lokal geologi. Kronisk sure innsjøer viser i fylket fortsatt ikke vesentlige biologiske forbedringer, selv om enkelte har fått forurensfølsomme arter tilbake i lite antall. Referanselokaliteter i fylket som ikke var kronisk sure (med $\text{pH} \geq 5,3$) under den mest kritiske perioden, hadde de fleste dyreplanktonartene til stede. Invertebrate predatorer som svevemygg, <i>Chaoborus</i> spp., kan forsinke restaurering i fisketomme innsjøer. Store populasjoner av pelagisk fisk, som f.eks. pelagisk ørret, undertrykker vanlige nøkkelarter som <i>Daphnia lacustris</i>, og kan også forsinke restaureringsfasen. Likevel foregår i det Telemark naturlig restaurering innen alle innsjøtyper, selv om det går langsomt med biologiske forbedringer i de kronisk sure av dem. Store innsjøer som Fyresvatn og Nesvatn (direkte eller indirekte kalket) har relativt enkle dyreplankton i forhold til størrelsen. Flere innsjøer i Fyresdal viser nå tilnærmet total restaurering innen zooplankton. I tillegg har de forurensfølsomme artene, <i>D. lacustris</i> blitt vanlig, og <i>Mixodiaptomus laciniatus</i> viser tilbakekomst i noen lokaliteter. Noen kronisk sure innsjøer i undersøkelsesområdet hadde små eller ingen populasjoner av dypvannsarten <i>Cyclops scutifer</i> i den mest kritiske forurensningsfasen. I mange lokaliteter har arten kommet tilbake, sannsynligvis fra små restpopulasjoner.

EMNEORD
Telemark, Fyresdal, forurening, naturlig restaurering, kalking, forurensingsstress, zooplankton, fiskepredasjon, overbefolkning, referanselokaliteter, økosystemrestaurering

FORORD

Telemark er et av de fylkene hvor sur nedbør har gjort størst skade og hvor staten har lagt ned betydelige beløp for å bøte på skadevirkningene. I årene rundt tusenårsskiftet, da kalkingsvirksomheten i Telemark var på sitt høyeste nivå, ble det årlig tilført kalk i ca 550 innsjøer i fylket. Dette arbeidet medførte at innsjøer som på 1980-tallet hadde vært "håpløst" forsuret og fisketomme i gjennom mange år, igjen ble levelige for fisk, slik de var fra gammelt av.

Etter flere år med redusert nedfall av forsurende forbindelser, er kalkmengdene som brukes nå betydelig redusert. Det er likevel viktig å påpeke at enkelte innsjøer og områder ser ut til å trenge kalk i mange tiår framover om en ikke oppnår ytterligere reduksjon av den sure nedbøren. Det er selvsagt en målsetning å ikke kalke vann som ikke trenger kalk mer, men når det er riktig å avslutte prosjektene varierer kraftig mellom ulike innsjøer. Undersøkelser som belyser denne problemstillingen vil være viktig i tiden som kommer.

Tidligere biologiske undersøkelser i sure innsjøer har stort sett vært rettet mot fiskebestandene og bestått av tradisjonelt prøvefiske med garn. Forfatterne av denne rapporten har utviklet metoder for å klassifisere vann i fire ulike kategorier ved hjelp av blant annet vannkjemi og dyreplanktonanalyser. Deres "recovery-prosjekt" har vært drevet i mange fylker. Et hovedformål har vært å vurdere statusen til ulike kalkingsprosjekter, og vurdere behovet for fortsatt kalking i tråd med redusert nedfall av forsurende forbindelser.

Den foreliggende rapporten presenterer data fra 23 innsjøer i Fyresdal, delvis i grenseområdet til Nissedal og Valle i Aust-Agder. Undersøkelsene og utarbeidelse av denne rapporten er utført av Jens Petter Nilssen (AbelSenteret i Gjerstad) og Svein Birger Wærvågen (Høgskolen i Hedmark) med støtte fra Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmannen i Telemark.

INNHALDSFORTEGNELSE

INNHALDSFORTEGNELSE	s. 1
SAMMENDRAG	s. 2
1. INNLEDNING	s. 5
2. UNDERSØKELSE SOMRÅDET	s. 8
3. MATERIALE OG METODER	s. 10
3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER	s. 10
3.2. KLASSIFISERING AV REFERANSE- OG KALKEDE INNSJØER	s. 10
3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE – VALG AV INDIKATORSYSTEM FOR INNSJØER	s. 12
3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG RESTAURERING	s. 12
3.5. TAKSONOMISKE NOTATER OM ZOOPLANKTON	s. 18
4. RESULTATER OG DISKUSJON: UNDERSØKTE LOKALITETER I 2004	s. 20
4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER	s. 20
4.2. BIOLOGI – ZOOPLANKTON	s. 31
4.3. FISK OG PREDASJONSFORHOLD	s. 34
5. FORSURING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I TELEMAR	s. 36
5.1. FORSURING OG KALKING I TELEMAR	s. 36
5.1.1. KALKING AV INNSJØER SOM ØKOLOGISKE INNGREP	s. 36
5.1.2. KALKING OG KJEMISKE FORHOLD	s. 37
5.1.3. KALKING OG BIOLOGI - BIOLOGISKE BIEFFEKTER VED KALKING	s. 40
5.1.4. REETABLERING AV AKVATISKE ØKOSYSTEMER GJENNOM NATURLIGE PROSESSER: INNVANDRING OG HVILEGG I SEDIMENTET	s. 43
5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I VESTRE TELEMAR	s. 43
5.2.1. OVERVÅKNING AV AKVATISK NATUR	s. 43
5.2.2. NORGES ANSVAR FOR BIOLOGISK MANGFOLD I KALKFATTIGE, SURE OMRÅDER	s. 44
6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER	s. 46
7. LITTERATURHENVISNINGER	s. 47
VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØKLASSIFISERING	s. 54
VEDLEGG 2: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK	s. 56

SAMMENDRAG

Rapporten refereres slik:

Nilssen, J.P. & Wærvågen, S.B. 2009. Effekter av kalking og naturlig restaurering i tidligere forsurede innsjøer i Fyresdal, Telemark. Fylkesmannen i Telemark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2009-1. 57 s. ISBN 82-90959-13-3.

Undersøkelsen i 2004 dekket 23 innsjøer i Arendalsvassdraget, Fyresdal kommune i Telemark, derav 7 referanselokaliteter. Deler av Telemark lider fortsatt av forsuringsstress. Målet med denne type undersøkelse, som tidligere har vært utført fra Hedmark og Oppland til og med Aust-Agder fra 1999, er å studere artssammensetning av dyreplankton i kalkede-, forsured- 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 ferskvannsøkosystemer 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 ferskvannsøkosystemer 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 godt kjent både i Sverige, Finland og Norge. De viktigste aktørene i «den norske gullalderen» i praktisk ferskvannsøkologi 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, abbor og de andre artene som hadde betydning som menneskeføde. Mange av disse fremragende forskerne kjente både til marine- og ferskvannsøkologiske 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 og laks i elver i sørøst Norge 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 1985-90, for så å avta langsomt etter første del av 1990-tallet.

Bergartene i denne delen av Telemark, som utgjør det såkalte Arendalsvassdraget, 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 alle innsjøene ligger over denne grensen.

De ulike innsjøene er delt inn i flere kategorier avhengig av forsuringen under den mest kritiske fasen (1970-85; fra midt på 1990-tallet synes de fleste innsjøer å få forbedret tilstand), kalking og type fiskesamfunn eller 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. 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), er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking. Lokaliteter 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 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 Vest-Agder fra 1999 til 2008 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 pH = 5,0-5,3 i den kritiske perioden fra 1960 til 1990. Også flere innsjøer innen den såkalte B-kategori kan synes i ferd med å restaureres biologisk uten kalking. Historisk informasjon fra området undersøkt i 2004 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 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 Fyresdal naturlig restaurering innen de fleste type innsjøer.

Arendalsvassdraget er kjennetegnet av en rekke store innsjøer, som f.eks. Nisser, Fyresvatn og Nesvatn, overvåket i mange år. Slike store innsjøene har vanligvis bedre bufferevne og reagerer tregere i vannkjemien enn mindre innsjøer i samme geografiske område. Men også disse større innsjøene har vært utsatt for forsurening, som er tydelig i deres lange undersøkelsesserier. De er imidlertid i ferd med å få tilbake sine opprinnelige arter, eller kalkingen har brakt inn nye arter, som i Nisser: hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* er erstattet av *Mixodiaptomus laciniatus*. I hele området er nå en forsuringsfølsom art *Daphnia lacustris* blitt vanlig, høyst sannsynlig fra hvileegg i sedimentet. Fordelingen av *Daphnia lacustris* relatert til predasjons- og pH-klasser, viser at den betydelige predasjonen fra abbor er årsaken til lave populasjoner av denne karakterslekten i forsurrede lokaliteter i lavlandet av Telemark, som gjennomgår naturlig restaurering og restaurering gjennom kalking. Tidligere var indikatorslekten *Daphnia* ytterst sjelden i denne delen av Arendalsvassdraget. Noen innsjøer i det tidligere kronisk forsurrede Kilåvassdraget har ennå ikke fått *Daphnia* tilbake i økosystemene. Kronisk sure innsjøer i undersøkelsesområdene hadde små eller ingen populasjoner av dypvannsarten *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 noe mer hardføre lavlandsarten *M. leuckarti* er generelt kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering.

Overtetthet av fisk har utviklet seg til et betydelig problem i mange kalkingspåvirkede 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 deler av kalkingsmidlene omprioriteres og øremerkes til forskning og 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 ferskvannsbioologiske mangfoldet er en hovedmålsetting for den norske kalkingsvirksomheten. 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 overvåkning av norsk natur. Det foreslås å etablere referanselokaliteter innen flere innsjøkategorier (type A-B-C; og ulike predasjonsforhold)

for overvåkning av naturforhold og naturlig restaurering i denne delen av fylket. Utvalgte elver og bekker bør også inkluderes.

1. INNLEDNING

I løpet av de tre tiårene 1960-90 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 forsuren (Skjelkvåle et al. 2001). Dette betyr at aktivitetene i stadig større grad kan endres fra overvåkning av kalking til overvåkning av natur (f.eks. Nilssen & Wærvågen 2001). I Norge startet forsuren 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. Dette kan tolkes slik at naturlig restaurering er i gang i store deler av Skandinavia.

Den mest intensive delen av forsuringsforskningen 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 forsured økosystemer var imidlertid bygd på observasjoner, forskning og hypoteser som allerede 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, Hindar & Nilssen 1983, 1984, Baalsrud et al. 1985, SNV 2000). Kalking av ferskvann har foregått i ca. tre 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 forsured 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 2003a). Det behøves derfor fortsatt betydelig mer grunnforskning når det gjelder forståelsen av restaurering etter kalking.

De viktigste faktorene er graden av innsjøenes tidligere forsureningstress, tidsperioden med kronisk forsurening, 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 oppfølginger 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 restaureringen. Baset på vår erfaring de siste årene innen forskningsfeltet restaurering, er det ønskelig at man velger referanselokaliteter og kalkede lokaliteter helst i forholdet 1 : 1, 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)?

Undersøkelsen i 2004, dekket 23 innsjøer i Fyresdal, Telemark, derav 7 referanselokaliteter (Figur 2-1, Vedlegg 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-, forsured- 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 forsured økosystemer (se f.eks. Nilssen 1976, 1980, Hobæk & Raddum 1980, Brett 1989, Bērziņš & Bertilsson 1990, Morling & Pejler 1990, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003).

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 forsurening, 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 pro- sjektet.

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). 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 2004 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:

- *etablering av referanselokaliteter, som skal tjene som langtidsovervåkningssystemer for kjemisk og biologisk restaurering, og for å overvåke klimaforandringer*
- *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.*

2. UNDERSØKELSE SOMRÅDET

De undersøkte lokalitetene (Figur 2-1) ligger på det prekambriske grunnfjellet i Sør-Norge (Dons 1975, Dons & Jorde 1973-76, Jansen 1983). Berggrunnen består av granitter og gneisser av ulik opprinnelse. Bergartene i området gir normalt ionefattig avrenningsvann ved forvitring og sammen med sur nedbør gir dette dårlig kjemisk buffring i akvatiske systemer (A.Dannevig 1959, G.Dannevig 1966, Wright & Henriksen 1978).

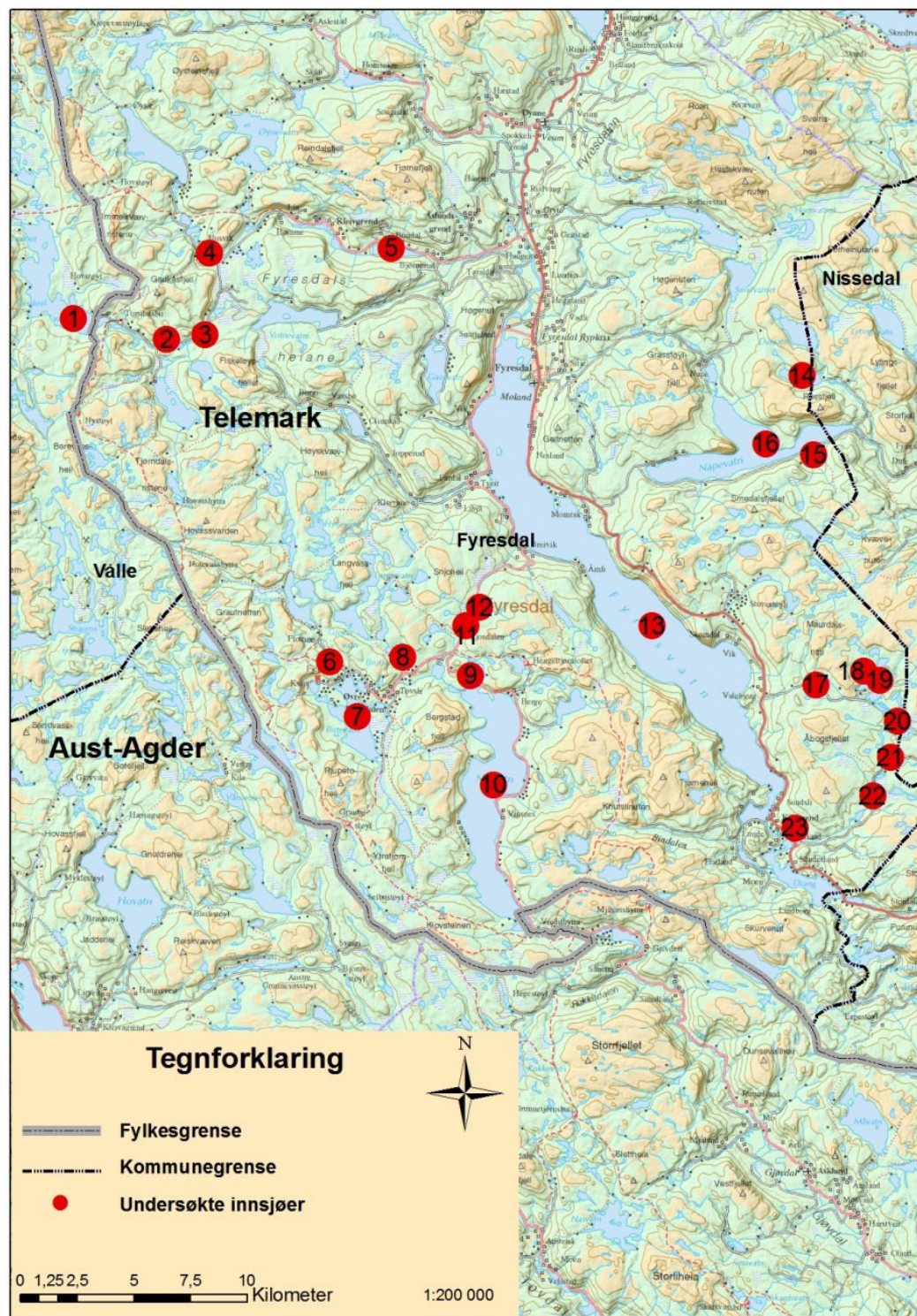
Arendalsvassdraget var utsatt for forsurening allerede på slutten av 1800-tallet, som er tydelig i beskrivelsen av biologiske forhold for laksefiske og innlandsfiske fra denne perioden (A.Dannevig 1938, Snekvik 1974b). Forsuring i Telemark er godt kjent gjennom vedvarende forskning fra tidlig på 1970-tallet (Snekvik 1974a, SNSF 1977, Traaen et al. 1997). En kraftig økning av forsuringen ble tydelig i løpet av tidsrommet 1950-1970, da en rekke innsjøer mistet sine fiskepopulasjoner (G.Dannevig 1966, NJFF 1971, Lande 1972, Jensen & Snekvik 1972).

Paleoøkologiske undersøkelser på lange sedimentkjerner (inkluderer antropogen innflytelse og innvandring av gran) og kortere sedimentkjerner (som hovedsakelig inkluderer den nylige antropogene forsuringen) er utført i flere geografiske naboområder (Berge et al. 1990, Nilssen & Sandøy 1990): Birkenes, Storgama, Grimstad og fra innsjøene Verevatn (Birkenes) og Gulspettvann (Risør/Tvedestrand). De paleolimnologiske restene av den viktige økologiske indikatorlekten *Daphnia* er funnet i en rekke lokaliteter (Risør, Gjerstad, Birkenes), hvor den forsvant i den mest forsurede perioden (Nilssen 1984).

Avgjørende er at forsuringen i Norge nå er på retur og i innsjøenes vannkjemi snudde utviklingen i løpet av 1990-tallet (SPFO 2008). Dette blir også gjenspeilet i det biologiske systemet, som for fisk, bunndyr og plankton, 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 pH = 4,7-4,8), uansett variasjoner i hydrologiske forhold. Likevel kan noen av disse lokalitetene stige til over 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, Hindar et al. 1984). Følsomme lokaliteter blir kronisk sure eller lider av alvorlige sure episoder.

I naboområdene til Fyresdal i Aust-Agder, foregår forskning innen jordbunnsøkologi, med overføringverdi hit. Undersøkelsene på Solhomfjell i øvre Gjerstad utgjør en vesentlig del av prosjektene innen TOV (Terrestrisk overvåkning) siden slutten av 1980-tallet. I dette området går den terrestriske restaurering svært langsomt (Økland 2000). Mange av de akvatiske økosystemene i dette området er fortsatt kronisk forsuret, og det er fastslått svært små forbedringer siden undersøkelsene startet i 1961 (Nilssen og Wærvågen 2001). Analyser har vist

at Solhomfjell har forsuret og tungmetallrikt jordsmonn som et resultat av atmosfærisk langtransport (Røsberg et al. 2001).



Figur 2-1. Undersøkte lokaliteter i Fyresdal i Telemark i 2004 (se også Vedlegg 1).

3. MATERIALE OG METODER

3.1. FELTMETODER OG KJEMISKE METODER

Undersøkelsen av de 23 innsjøene, deriblant 7 referanseinnsjøer i Fyresdal foregikk juli 2004. 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 felldata ble notert på stedet. Alle vannlopper og adulte hoppekreps samt de fleste hjuldyr kunne identifiseres til art. Etter disse observasjonene ble hver prøve konserveret med 70-90 prosent etanol. De kjemiske prøvene anvendt i dette studiet er analysert på interkalibrerte laboratorier etter norske standarder (NIVA, Limnobasen for Telemark, Labnett).

Flere av lokalitetene er undersøkt tidligere, eller det foreligger tidligere upubliserte data. I de fleste av disse er pH målt med ulike typer av pH-metere, bortsett fra målinger foretatt før 1960 hvor pH-komparator med indikatorer er benyttet.

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 titreringskurve, der innsjøenes forsuring og restaurering betraktes som et storskala "natur-titreringsforsøk" (Henriksen 1980). I tillegg til dette vil hver enkel kategori beskrives gjennom fiskearts-forhold.

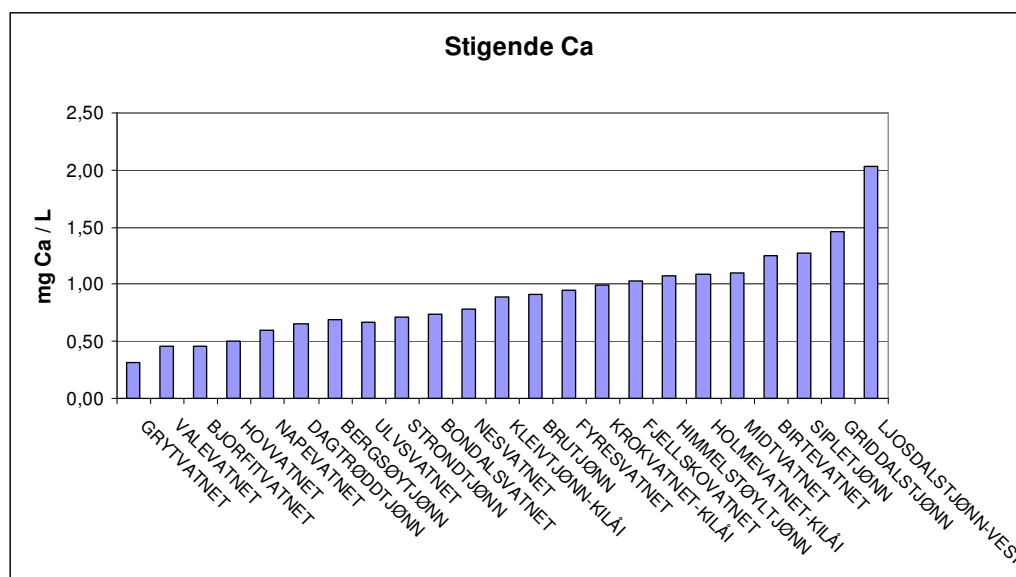
Tabell 3-1. Inndeling av innsjøer i kategoriene: A, B, C, D1, D2, E1 og E2.

- **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 restaureringsprosessen.
- **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.

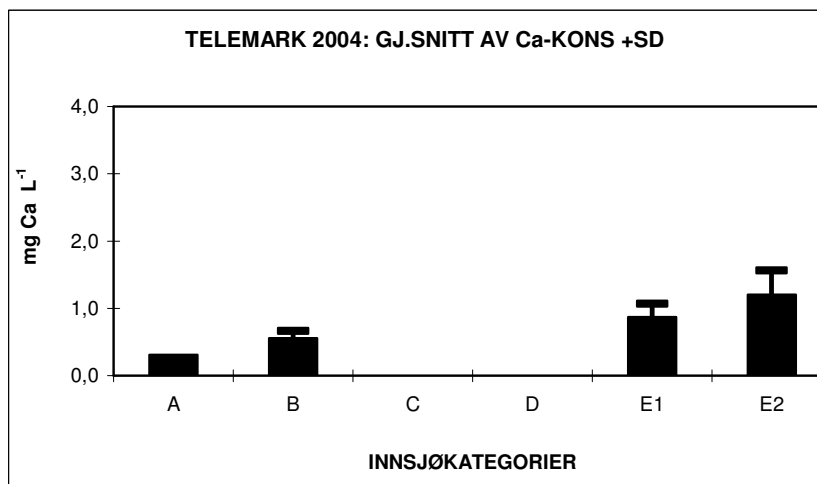
Kategoriene A-E er som vist i Tabell 3-1. Utgangskategorien før kalking (A til D), som betyr tilstanden ved maksimal forsurening, vanligvis i perioden 1980-90 er viktig for utvikling av organismesamfunnet etter kalking (E). I sterkt surstressede innsjøer kan denne perioden ha vart fra slutten av 1960-tallet og til midt på 1990-tallet (Nilssen unpubl.data).

For lettere å kunne avgjøre om en innsjø skal betraktes som kalket eller ikke, for eksempel ved indirekte tilførsel av kalk, kan vi betrakte den innbyrdes plassering av innsjøen i nedslagsfeltet, samt områdets bakgrunnsverdi av kalsium (Figur 3-1). Kalsiumverdiene i dette området er lave, de fleste er under $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Verdiene ligger stort sett innenfor de naturlige bakgrunnsverdiene.



Figur 3-1. Kalsiumverdier ($\text{mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$) for ulike innsjøer i Fyresdal 2004.

De gjennomsnittlige kalsiumverdiene ($\text{mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$) for de ulike innsjøkategoriene undersøkt i 2004, er vist i Figur 3-2. I årets undersøkelser var ingen lokaliteter av tydelig kategori C og D, selv om noen lokaliteter registrert som B, kan være nær C-kategorien. I dette området, vesentlig uten kalkforekomster i berggrunnen, finnes vanligvis ikke innsjøer av kategori D (Dons 1975, Dons & Jorde 1978). Kronisk sure innsjøer (kategori A) ligger under $0,5 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$, som kan være for lavt for *D. lacustris* (cf. Wærvågen et al. 2002). De lave kalsiumverdiene understreker også den nennsomme kalkingen som blir utført i området.



Figur 3-2. Kalsiumverdier (mg Ca · L⁻¹; gjennomsnittsverdi og standardavvik) for ulike innsjøkategorier i 2004 (se teksten). Gj.snitt : A=0,31, B= 0,56, E1= 0,87 og E2= 1,20 mg Ca · L⁻¹).

3.3. PELAGISK OG BENTISK SONE - VALG AV INDIKATORSYSTEM FOR INNSJØER

Både det pelagiske og bentiske økosystemet egner seg som indikatorer ved forsurening og kalking/naturlig recovery (Brandrud et al. 1999, Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a). Den viktigste fordel 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 økologiske data i forhold til forsurening og recovery. Forfatterne har siden 1972 arbeidet med zooplankton og forsurening i Sør-Norge (Nilssen 1980).

3.4. ZOOPLANKTON SOM BIOINDIKATORER FOR BIOLOGISK FORSURING OG RESTAURERING

Zooplankton utgjør det avgjørende trofiske leddet mellom plante- og bakterieplankton og fisk. De mest attraktive fiskearter er enten hele livet planktivore (konsumerer dyreplankton) eller har viktige stadier som gjør det, som regel yngelstadiet. Krepsdyrsamfunnet i en bestemt lokalitet er stabilt, hvis det ikke er utsatt for betydelige miljøfaktorer, som langvarige klimaforandringer og økologisk stress (Pejler 1975). Kratz et al. (1987) fant at krepsdyrplanktonet var mer variable mellom innsjøer enn innen år, mens hjuldyrpopulasjonene var mer variable over tid. Det totale zooplanktonsamfunnet vil derfor egne seg godt for å identifisere og studere økologisk stress, som forsurening og 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* (Figur 3-2) som er følsom og avtar sterkt ved pH under 5,3, hvis lokalitetene ikke er kraftig humøse. En annen gruppe som er følsom ved økende

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*, 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*. I kronisk sure lokaliteter over flere tiår, er det hovedsakelig artene *E. gracilis*, *B. longispina* (Figur 3-2) og *D. brachyurum* som finnes tilbake av krepsdyr. I tillegg kan en del litorale arter påtreffes i pelagialen til ulike tidspunkt av året. Av rotatorier er det hovedsakelig følgende arter som blir igjen i sure lokaliteter: *K. longispina*, *K. serrulata* (opptrer ofte sammen med høye humuskonsentrasjoner i lokalitetene), samt ulike arter av *Collotheca* og *Polyarthra* (Wærvågen & Nilssen 2003a).

Før de ulike artene forsvinner fra lokaliteten ved økt forsuring, 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 (Nilssen & Wærvågen 2002b, SPFO 2008), og de har sin sannsynlige opprinnelse fra hvileeggene (Nilssen & Wærvågen 2002b), eller spredning gjennom fugler (Proctor 1964). Studier på restaurering av kopepoder og rotatorier i dette geografiske området er ferdigstillet (Nilssen & Wærvågen 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a).

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

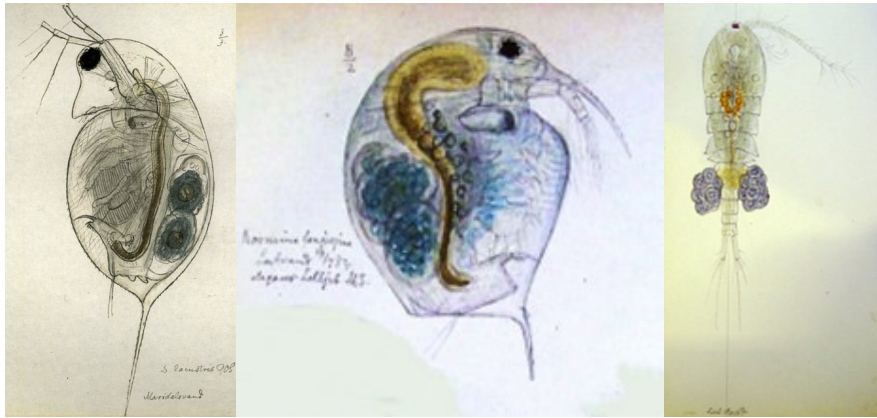
Selv om det er foretatt mye forskning i sure områder, er det fortsatt en rekke forhold vi ikke kjenner godt til rundt temaet zooplankton. De forholdene som er best kjent, er forandringen i predasjonsforhold ved forsuring og kalking. Fisk som er såkalt nøkkel-predator («keystone predator»), dør ut under forsuring og erstattes av invertebrate arter, som larver av *Chaoborus* og

buksvømmere (Eriksson et al. 1980, Nilssen 1980, Nilssen & Wærvågen 2002a, Stenson 1981, 1990, Stenson & Svensson 1994, Nyberg 1984, Nyman et al. 1985).

Det er spesielt få data i forsurede og kalkede innsjøer på autøkologi til ulike zooplankton, livshistorier og sesongmessige kvantitative fordelinger i hele vannmassene (Wærvågen & Nilssen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a). Bortsett fra de detaljerte kvantitative undersøkelsene i Gjerstad/Risør området 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 dødelige (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 ulik kvalitet. Det finnes også lite data om de opprinnelige zooplanktonsamfunnene før forsuringen satte inn for alvor rundt 1960. Noe finnes tilgjengelig via paleoøkologiske undersøkelser (Brakke 1980, Nilssen 1984, Berge et al. 1990, Nilssen & Sandøy 1990), men dette gjelder spesielt litorale arter.

Siden mesteparten av innsatsen under den mest hektiske forsuringsforskningen på 1980-tallet konsentrerte seg om biogeografiske studier, er det store kunnskapsmangler om økosystemene. Selv om vi stort sett kan resonnerer oss fram til tidligere zooplanktonsamfunn, er det vanskelig å finne data på opprinnelige zooplanktonsamfunn før forsuring. Hvordan interaksjonene var mellom de ulike artene, spesielt predatorer, er ikke kjent. Her kreves det en betydelig mengde variert grunnforskning. Detaljert effekt på økosystemet av arter som pelagiske buksvømmere, larver av svevemygg (*Chaoborus* spp.) og 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 2002b). Nedover i sedimentet ligger det tykt med hvileegg av *Daphnia* 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).



Figur 3-2. Arter av dyreplankton som kommer tilbake etter forsurening: fra venstre *Daphnia lacustris* og fra høyre *Cyclops scutifer*. I midten *Bosmina longispina*, en karakterart for forsurede lokaliteter (illustrasjoner av G.O. Sars, upubl.).

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 forsurening 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, 2002c, Nilssen 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a, 2003b).

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 3-2. Ulike pelagiske arter (eller artsgrupper) og deres egnethet ved studie av forsurening og restaurering (naturlig og kalking). Symbolbeskrivelse: *** (meget godt egnet = indikatorart), ** (godt egnet), * (mindre godt egnet), ♠ (finnes under de fleste økologiske betingelser), — (under utarbeidelse).

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

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

I: *Daphnia longispina*-gruppen (= *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.

I Grad av fiskepredasjon			II Grad av fiskepredasjon		
pH	lav (2)	høy (1)	pH	lav	høy
< 5,0	—	—	< 5,0	**	***
> 5,5	***	* (0)	> 5,5	0	***
III Grad av fiskepredasjon			IV 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 (= *D. lacustris* og *D. longispina*).

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 pelagialaen ved kronisk forsurening
B-pH 5.0	ingen	* — **	0 — (*)	<i>C. scutifer</i> i hypolimnion
A-kort tid	ja	(*)	***	Ved lite fiskepredasjon; mye fisk, se Tab. 3-4a
A-lang tid	ja	0 — *	**	Ved lite fiskepredasjon; mye fisk, se Tab. 3-4a
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 forsure og recovery er vist i Tabell 3-3a. 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). Noen få innsjøer har i denne undersøkelsen en slik struktur innen dyreplanktonsamfunnet (Figur 4-13b), som Hovvatnet og Valevatnet.

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 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 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 3-3). 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 ofte den mer følsomme arten *Mixodiaptomus laciniatus*, som finnes naturlig i lokaliteter, spesielt litt mindre i størrelse med høyere pH.

Den vanligste cyclopoide copepoden er som ellers i Norge, *Cyclops scutifer*, 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*, 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 og Porsgrunn (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 2004

4.1. UNDERSØKTE LOKALITETER

Beliggenheten til de 23 undersøkte lokalitetene, i Fyresdal i Telemark er presentert i Figur 2-1. Resultatene av de kjemiske analysene er vist i Vedlegg 1.

G.Dannevig (1966) oppdaterte egne og kjemiske data innsamlet av Alf Hovind fra Fyresdal på 1960-tallet (upubl.data Hovind, G.Dannevig). Kilandsvassdraget (Kilåvassdraget, Kilåi) var kronisk surt med pH rundt 4,6-4,8 og fisketomt. Gjøvs vassdrag hvor Birtevatn og Nesvatn ligger plassert hadde betydelig høyere pH, rundt 5,2-5,6. Hovedtilløpet til Fyresvatn fra vest med Hovvatn og Bondalsvatn ligger på rikere geologisk berggrunn, og pH var rundt 5,5 (Hovind upubl.data, G.Dannevig 1966).

Data fra "Vannatlas – Telemark" rundt 1980 understrekte de kritiske målingene fra Hovind og Dannevig ved at området fra Grytvannet og hele Kilandsvassdraget og området rundt Nesvatn hadde pH under 5,0 og ingen bikarbonat, samt at kalsium var lavere enn $1 \text{ Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ (Kaasa & Rognerud 1981a, 1981b). Data fra pH i vannmassene fra omtrent den mest forsurede perioden 1986 understreket tidligere målinger, og viste også at noen regioner med rikere geologi klarte seg bedre (Strand 1989). Fiskekartet over Telemark fra samme periode påviste at store deler av feltet med lav pH og kalsium var fisketomme, mens den vestre delen klarte seg bedre (Johannessen et al. 1984). Også andre data fra Fyresdal understreker forholdene under den mest forsurede fasen (Elgmork et al. 1973, Gunnerød et al. 1981, Halvorsen 1985, 1986, Walseng & Halvorsen 1988).



Figur 4-1. Fyresvatn – blant de største innsjøene i Arendalsvassdraget ble fullkalket i 2007. Den har et enkelt dyreplankton og mangler *Daphnia*, kanskje på grunn av høy fiskepredasjon.



Figur 4-2. Nesvatn – den av de store innsjøene i Arendalsvassdraget som var hardest rammet av forsurening, er kalket i nedslagsfeltet. Den har fortsatt et meget enkelt dyreplankton. Geologien er fattig på ioner ved forvitring og det er lite løsmasser i nedslagsfeltet.

De utvalgte lokalitetene (1-23) omfatter både store innsjøer som Fyresvatn (lok 13; Figur 4-1), Nesvatn (lok 10; Figur 4-2), og kraftig regulerte innsjøer som Napevatn (lok 16; Figur 4-3), via middels store innsjøer som Holmevatn (lok 19; Figur 4-4) og Birtevatn (lok 7; Figur 4-5), mindre innsjøer som Grytvatnn (lok 14; Figur 4-6) til dype tjern som Sipletjønn (lok 18, Figur 4-7) og grunne som Dagtrøddtjønn (lok 12, Figur 4-8). Lokalitetene er valgt slik fordi variasjonen av ferskvannsorganismene er vesentlig å stadfeste i slike studier. Det er også avgjørende å klargjøre om noen lokaliteter hadde restpopulasjoner (= refugier) av viktige dyreplankton. Tilsvarende studier har foregått i nærområdet i Telemark, og i undersøkelsene fra Nissedal/Drangedal i 2003 (Nilssen & Wærvågen 2004) ble det funnet noen refugielokaliteter i høyereliggende strøk, mens resten av de minste lokalitetene hadde et dyreplanktonsamfunn som var karakteristisk for kronisk sure områder.



Figur 4-3. Napevatn – domineres av *Bosmina longispina*, men har også den forsuringfølsomme arten *Mixodiaptomus lenciniatus* i lite antall.



Figur 4-4. Holmvatn ligger høyt i Kilåvassdraget og var lenge kronisk surt. Etter kalking har de forsuringfølsomme artene *Daphnia lacustris* og *Cyclops scutifer* kommet tilbake.



Figur 4-5. Birtevatn – en innsjø av B-kategori som ble kalket fra midt på 1990-tallet er i ferd med å bli fullstendig restaurert, selv om *Daphnia* fortsatt mangler.



Figur 4-6. Grytvatn er ukalket, kronisk surt og har et kraftig skadet dyreplankton. Det bør følges som en referanselokalitet for å studere naturlig restaurering i kronisk forsurede områder.



Figur 4-7. Siplestjønn hadde alltid bedre pH forhold enn nabovannet Holmvatn. Alle naturlige følsomme arter fantes ved undersøkelsen i 2004.



Figur 4-8. Det grunne og ukalkede Dagtrøddtjønn er i ferd med å restaureres biologisk, men har også mye små ørret som holder nede *Daphnia lacustris*.

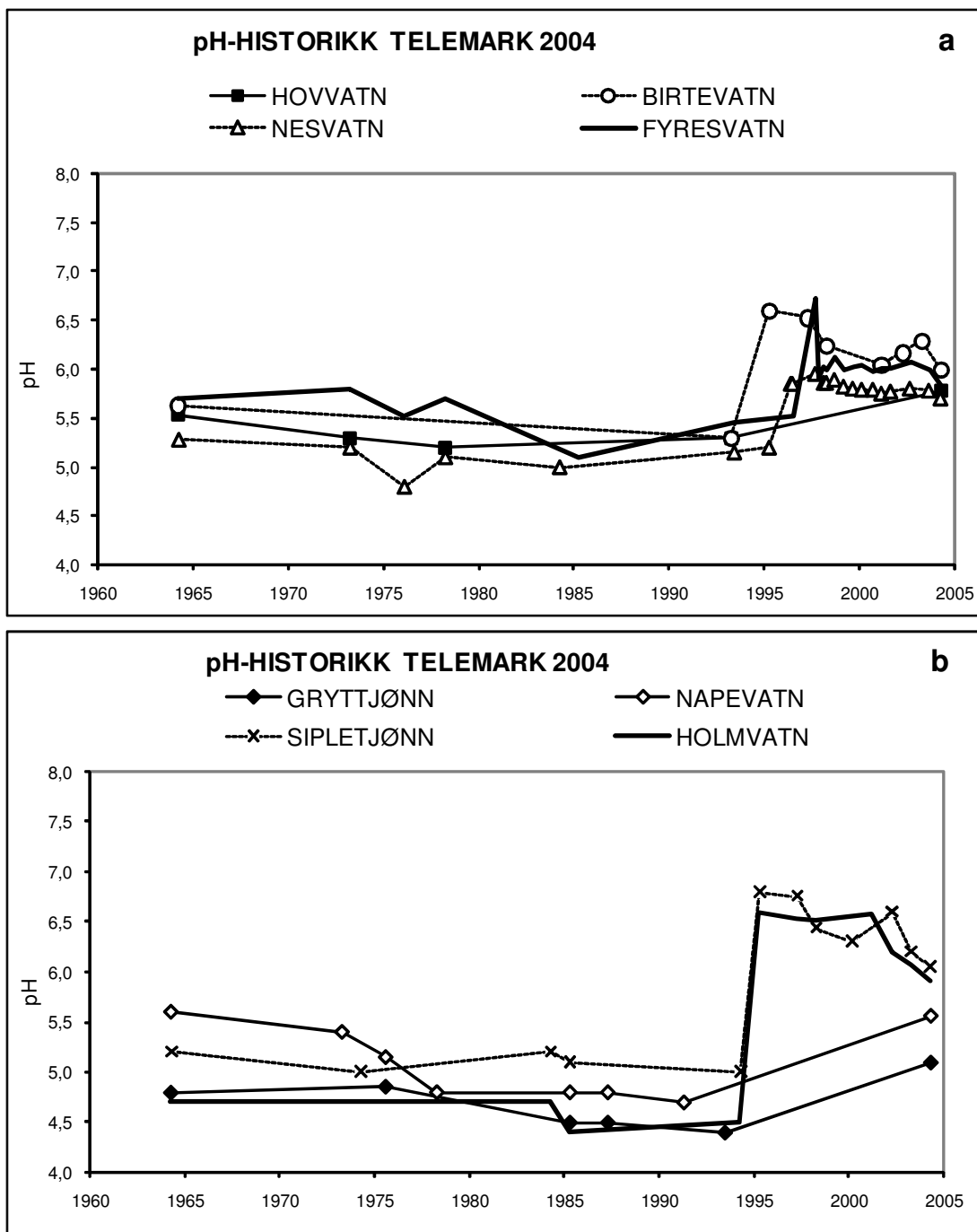
Som det framgår både av Figur 4-9 og andre studier (SFT 2003), er dette området i gang med å restaureres naturlig etter tiår med kronisk forurengning. Vendepunktet for forurengningen er rundt 1990 for hele Arendalsvassdraget (SFT 2003), hvor alle de undersøkte lokalitetene ligger (Figur 2-1).

Det er viktig at deler av dette området fortetter å utvikle seg naturlig uten å bli påvirket av kalking, slik at noen lokaliteter kan fungere som referanser i denne delen av Norge, hvor innsjøene tidligere var kronisk forsurede, men hvor pH nå er rundt 5,0 (Vedlegg 1). Imidlertid trengs det betydelig flere biologiske undersøkelser i dette og nabofeltene Nissedal og Drangedal, spesielt vedrørende undersøkelse av de kronisk sure innsjøer.

Innsjøer som har blitt kalket (forsiktig), har en kalsiumverdi som fortsatt ligger under $1,0 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$ (Figur 3-1). Fravær av *Daphnia* i noen av de kalkede innsjøene kan skyldes at aluminium-konsentrasjonene fortsatt er høy (mellom $0.15\text{-}0.2 \text{ mg tot-Al} \cdot \text{L}^{-1}$; Vedlegg 1) og pH forholdsvis lav (under $\text{pH} = 5,5$; Vedlegg 1). Imidlertid kan også mye pelagisk fisk undertrykke *Daphnia*. Men den vanlige forekomst av indikatorarten *C. scutifer* demonstrerer at de fleste av lokalitetene er i ferd med å restaureres (Figur 4-13b).

Siden det foreligger tidligere data, hovedsakelig takket være tidlig feltinnsats av Alf Hovind (upubl.data) og G.Dannevig (1966), er det mulig å sette opp pH utvikling for noen få innsjøer (Figur 4-9). Flere av innsjøene i Fyresdal ligger i pH verdi mellom de kronisk sure innsjøer (A) og overgangsinnsjøer (B), se Kapittel 3 for detaljert diskusjon.

Hverken Hovvatn (kategori B), Gryttjønn eller Napevatn (begge kategori A) er kalket, selv om Napevatn mottar kalk fra nabovannet Strondtjønn (kalket fra 1992). Hovvatn er på vei til å restaureres, men dyreplanktonet viser at predasjonstrykket fra fisk er altfor høy, det er for mye fisk i innsjøen. Gryttjønn var i 2004 høyst sannsynlig fisketom og kronisk sur, likevel kan man se at innsjøen er i ferd med å restaureres kjemisk. For de fleste lokalitetene er imidlertid kalsiuminnholdet lavt, fra $0,3$ til $0,6 \text{ (mg Ca} \cdot \text{L}^{-1})$. De kalkede innsjøene viser kjemisk restaurering, selv om kalsiuminnholdet er lavt eller nær de opprinnelige bakgrunnsverdiene. Fyresvatn ble kalket direkte i vannmassene i 2007; det kan hende at slike storstilte kalkingsmetoder kan være anvendelige for innsjøer med stort volum. Det store Nesvatn er kalket i nedslagsfeltet; forskjellen mellom de to innsjøene Fyresvatn og Nesvatn er interessant, det viser at kalking i nedslagsfeltet er en anvendelig metode og ser ut til å ha lengre varighet. Samtidig kunne en større kalkmengde i Fyresvatn ha gitt en lengre effekt med høyere pH og kalsium. De andre kalkede vannene (Birtevatn: kategori B; Sipletjønn: kategori B og Holmvatn: kategori A) viser normale kurveformer ved kraftig øyeblikkskalking.



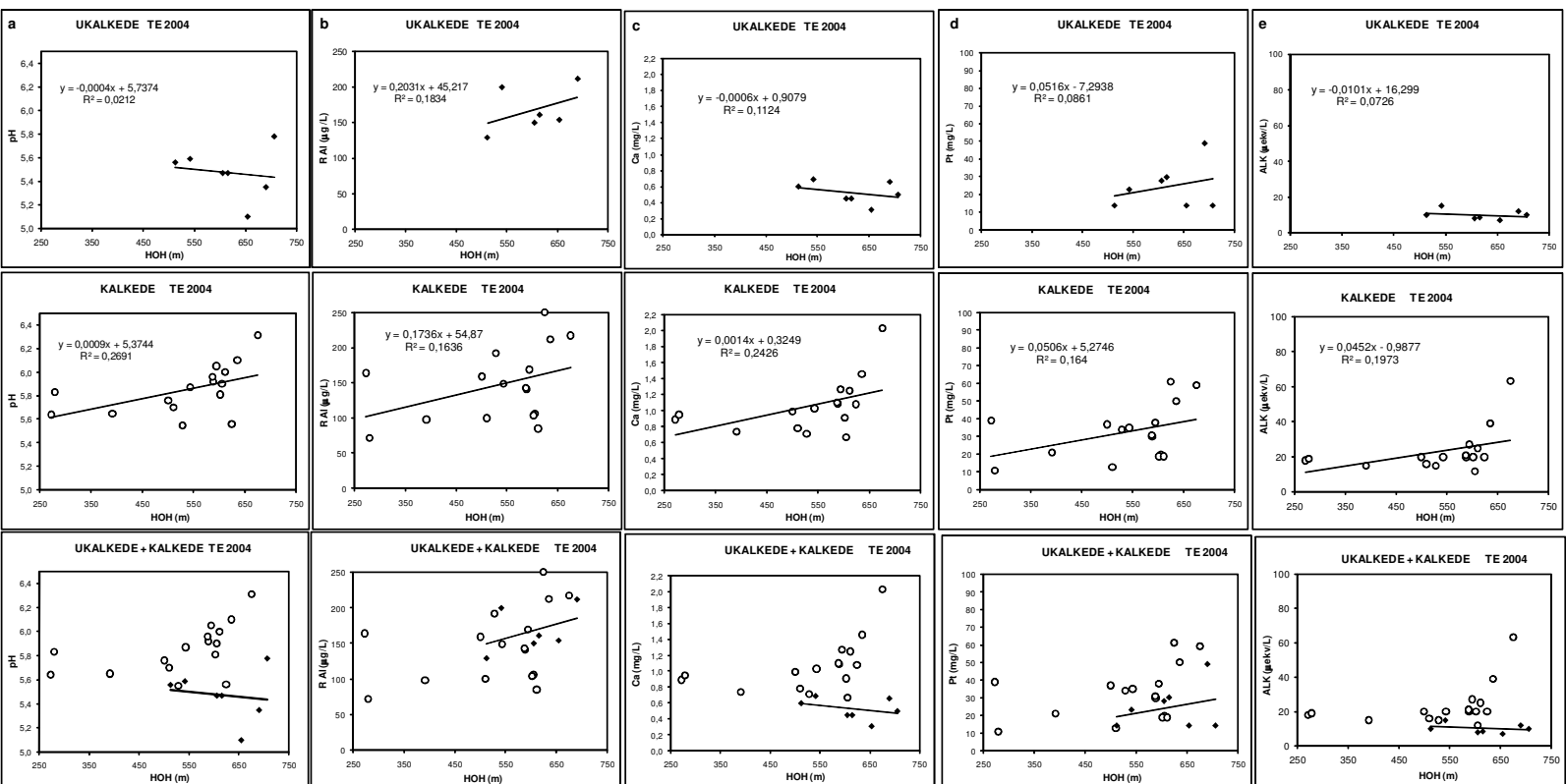
Figur 4-9. Historisk pH utvikling fra utvalgte lokaliteter i Fyresdal. Basert på historiske data fra Hovind og G.Dannevig (G.Dannevig 1966, Hovind upubl.data, Telemark fylkesdata) for Arendalsvassdraget. Se tekst for ytterligere forklaring samt Vedlegg 1.

Kjemiske data fra de undersøkte lokaliteter i Telemark:

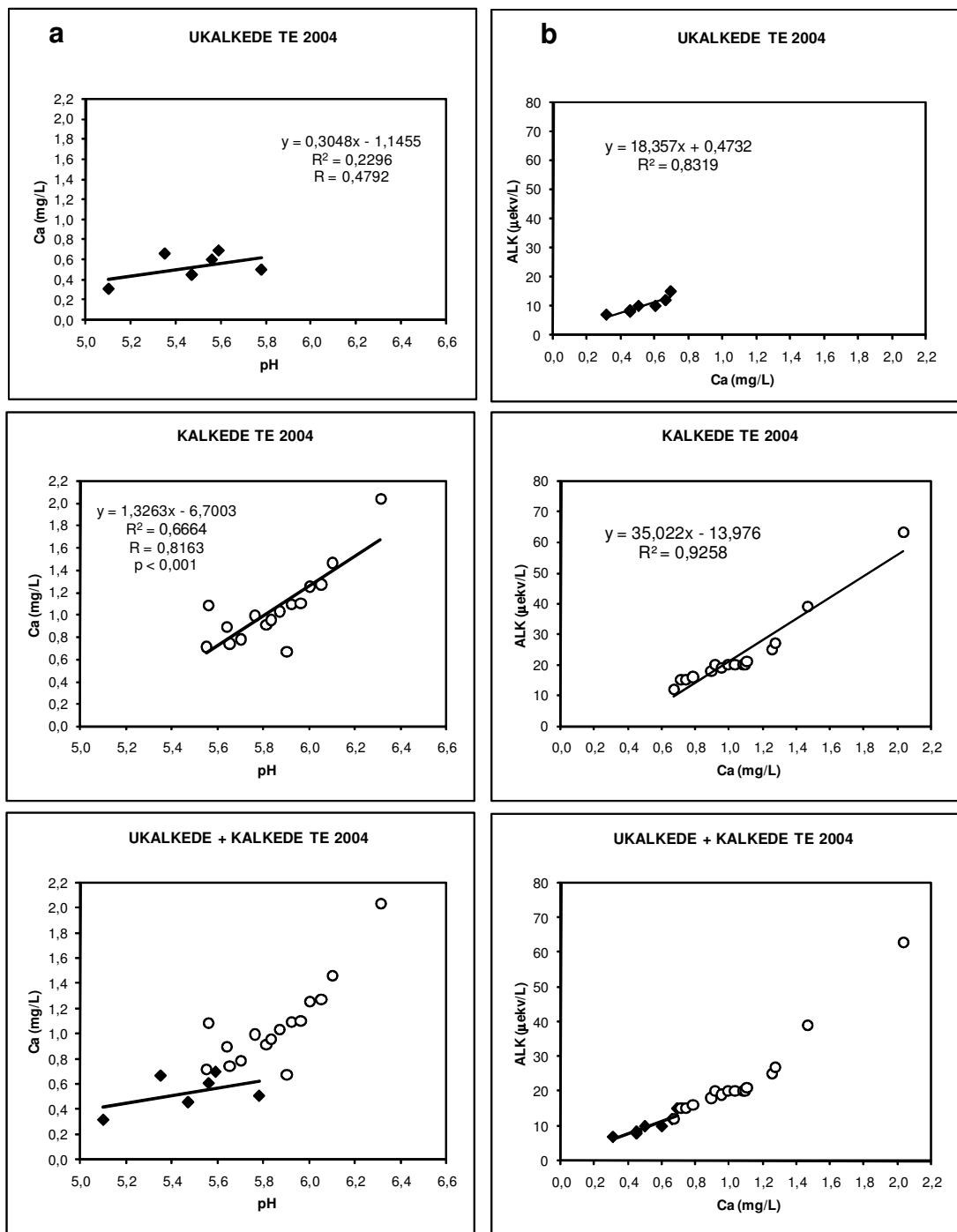
En del brunfargede vann i skogbeltet av Telemark har delvis stått imot forsurenningen på grunn av humusstoffenes evne til å avgifte aluminium og tungmetaller (Wærvågen & Nilssen 2003a, Nilssen & Wærvågen 2004). Mange av disse innsjøene har abbor og/eller ørret og nedbeitet zooplanktonsamfunn. For 2004 er noen viktige kjemiske parametrene blitt framstilt mot innsjøenes høyde over havet (Figur 4-10a-e). Det er relativt små høydevariasjoner i dette området og de fleste forholdene er på grunn av få målinger ikke signifikante, selv om trendene er de samme som analyse av ca 150 innsjøer i østre del av nabofylket Aust-Agder (Nilssen & Wærvågen 2001) og Kragerø/Bamble-området (Wærvågen & Nilssen 2003a). Kalsium og pH avtar med økende høyde i ukalkede lokaliteter, mens aluminium og farge øker (Figur 4-10a-e). Kurvene antyder også at de fleste er svakt kalket og ingen er overkalket. Det tydelig at innsjøene fortsatt er utsatt for betydelig forurensningsstress, 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). Bakgrunnsverdien av kalsium vil i dette området være ca. $0,5-0,7 \text{ mg Ca} \cdot \text{L}^{-1}$.

Figur 4-11 viser at Ca er positivt korrelert til pH og alkalinitet. Verdier som viser negative sammenhenger, er pH og aluminium (Figur 4-12b) i naturlige lokaliteter. Pt-farge og aluminium i disse innsjøene viser positiv samvariasjon (Figur 4-12a).

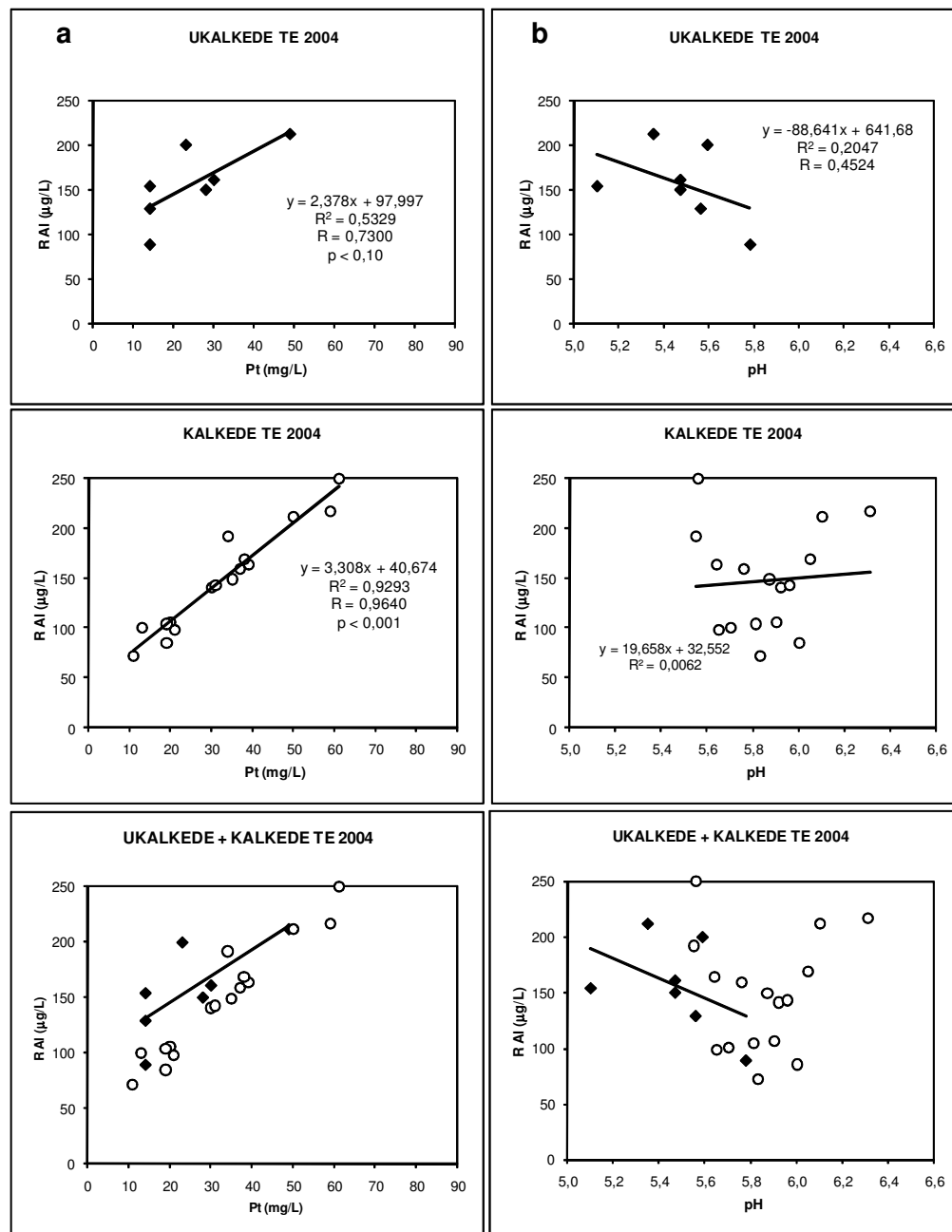
En del lokaliteter, som kan klassifiseres som B-vann (Bondalsvatn, Birtevatn, Nesvatn), var kalket i denne undersøkelsen. Det kan derfor ikke avgjøres om disse innsjøene kunne blitt restaurert gjennom naturlige prosesser uten tilsetning av kalk, selv om enkelte parametre tyder på dette for noen innsjøers vedkommende. Dyreplanktonsamfunnet i noen ikke-kalkede innsjøer i dette området kan se ut til å bli restaurert via naturlige prosesser, bortsett fra i Grytvatn.



Figur 4-10. pH (a), reaktivt aluminium (b), kalsium (c), Pt – farge (d) og alkalitet (e) korrelert til høyde over havet (HOH) i meter (m) i Telenark 2004. Trendlinje for ukalkede innsjøer vist i nederste figur med både ukalkede og kalkede lokaliteter sammen.



Figur 4-11. a: Korrelasjoner mellom kalsium (mg/L Ca) og pH og **b:** korrelasjoner mellom alkalinitet (µekv/L) og kalsium (mg/L Ca). Trendlinje for ukalkede innsjøer vist i nederste figur med både ukalkede og kalkede lokaliteter sammen. Alkalinitet oppgitt som < 20 µekv/L i Vedlegg 1 er her grovt estimert ift. mg/L Ca, normalt er det svært god korrelasjon mellom Ca og alkalinitet, se Figur 4-3b i Wærvågen & Nilssen (2003a).



Figur 4-12. a: Korrelasjoner mellom reaktivt aluminium (µg/L RAI) og Pt-farge (mg Pt/L) og b: korrelasjoner mellom reaktivt aluminium (µg/L RAI) og pH. Trendlinje for ukalkede innsjøer vist i nederste figur med både ukalkede og kalkede sammen.

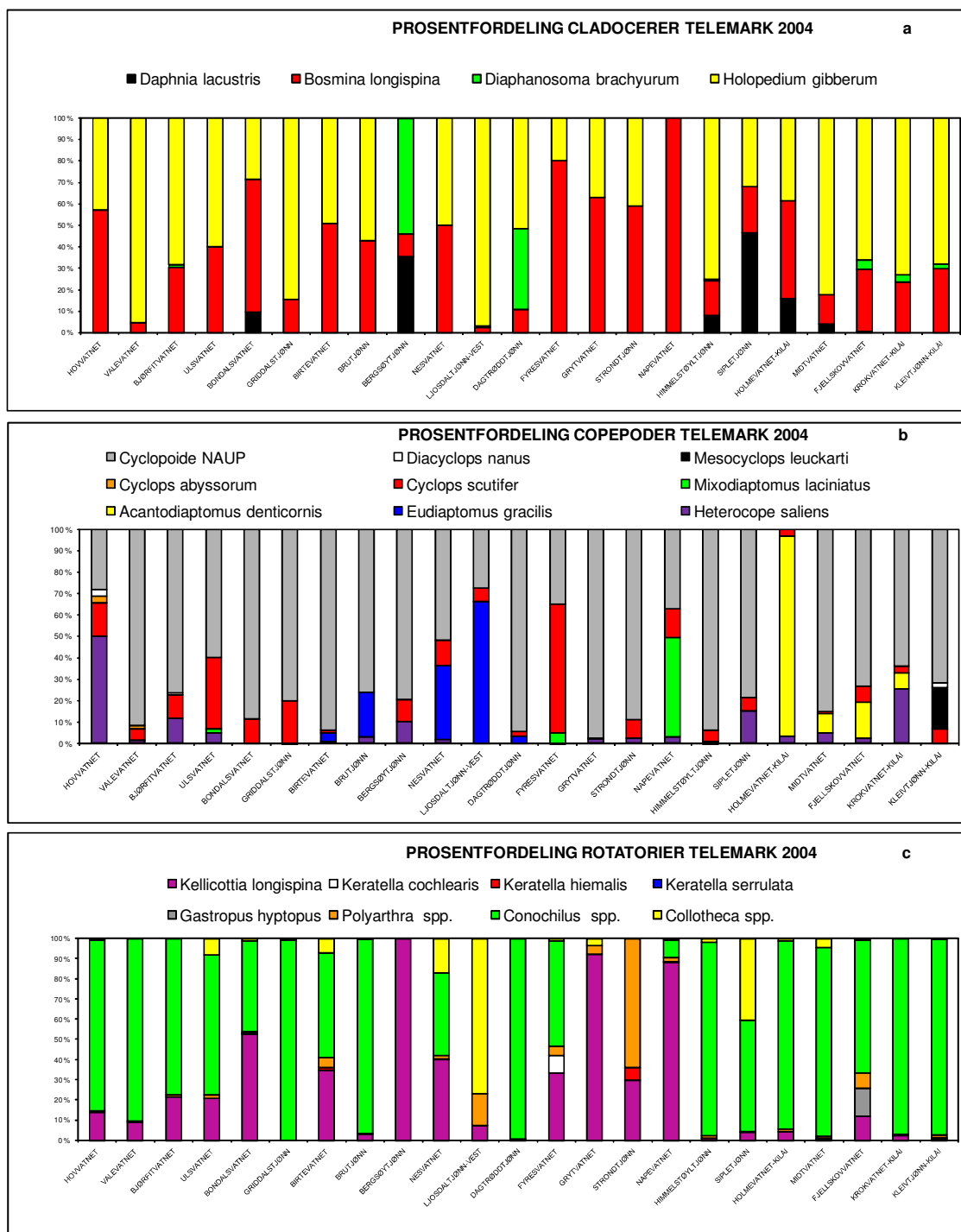
4.2. BIOLOGI - ZOOPLANKTON

Fordeling av zooplankton er presentert separat for de tre gruppene vannlopper (Figur 4-13a), hoppekreps (Figur 4-13b) og hjuldyr (Figur 4-13c) for 2004, mens de detaljerte kjemiske forhold i hver lokalitet gitt i Vedlegg 1. Karakterarter for sure innsjøer, og lavt vertebrat predasjonstrykk (fra fisk) er: *Heterocope saliens*, *Eudiaptomus gracilis* (kun i lavlandet), *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* (kun i lavlandet), *Holopedium gibberum*, *Kellicottia longispina* og *Polyarthra* (hovedsakelig *P. remata*, *P. vulgaris* og *P. minor*). I de sureste innsjøene er karakterartene spesielt *H. saliens*, *E. gracilis*, *B. longispina*, *K. longispina* og *Polyarthra* spp. (Nilssen & Wærvågen 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a).

Arter som vanligvis ikke finnes i forsurede lokaliteter og kommer tilbake ved naturlig restaurering og tvungen restaurering ved kalking, er følgende grupper: *Daphnia longispina*-gruppen (= *D. lacustris* og *D. longispina*), *Conochilus unicornis/hippocrepis* samt cyclopoide copepoder som *C. scutifer*; den siste cyclopoiden *Mesocyclops leuckarti* er betydelig mer hardfør overfor forsurening. Den calanoide copepoden *H. appendiculata* er også sterkt følsom for forsurening (Nilssen et al. 1984b), men er utbredt i øst Norge. Tidligere kronisk sure innsjøene i denne delen av Norge (Agder) har til dels store populasjoner av *C. abyssorum* (Nilssen unpubl.data). Denne arten kan betraktes som en overgangsart som vil forsvinne eller bli sjelden når konkurrenten *C. scutifer* etablerer store populasjoner. Imidlertid understreker den også at cyclopoide copepoder som *Cyclops scutifer* forsvant helt fra vannmassene under forsureningen. Det tar vanligvis ca. 20 år før *C. scutifer* igjen dominerer planktonsamfunnet i slike lokaliteter (Store Hovvatn, i Aust-Agder). Det er samme tidsperiode som den forsuringsfølsomme *D. longispina*-gruppen trenger for å etablere seg når den ikke har eggbank i lokalitetens sedimenter (Store Hovvatn).

Det foreligger viktig historiske data rundt zooplankton og fisk i dette området. Dyreplankton er undersøkt på 1980-tallet, under den mest kritiske perioden (Halvorsen 1985, 1986, Walseng & Halvorsen 1988), og prøvefiske i Arendalsvassdraget foretatt på 1970-tallet av Gunnerød et al. (1981). Disse undersøkelsene gjorde også kjemiske målinger. Arbeidene viste at dyreplanktonet var preget av den kroniske forsureningen, spesielt et vassdrag som Kilåi. Ingen *Daphnia* ble funnet i de øvre del av vassdragene i de sure feltene, og *C. scutifer* var i lite antall i de forsurede lokalitetene. Fiskeforholdene var også i ferd ble å bli preget av forsureningen, mens innsjøene reagerte ulike, som i 2004.

Funnene fra 2004 og de historiske data er i generell overensstemmelse med litteraturen på 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 2003a).



Figur 4-13. Fordeling av dyreplankton (zooplankton) i de undersøkte lokaliteter i 2004.
a: vannlopper (Cladocera); b: hoppekreps (Copepoda); c: hjuldyr (Rotatoria).

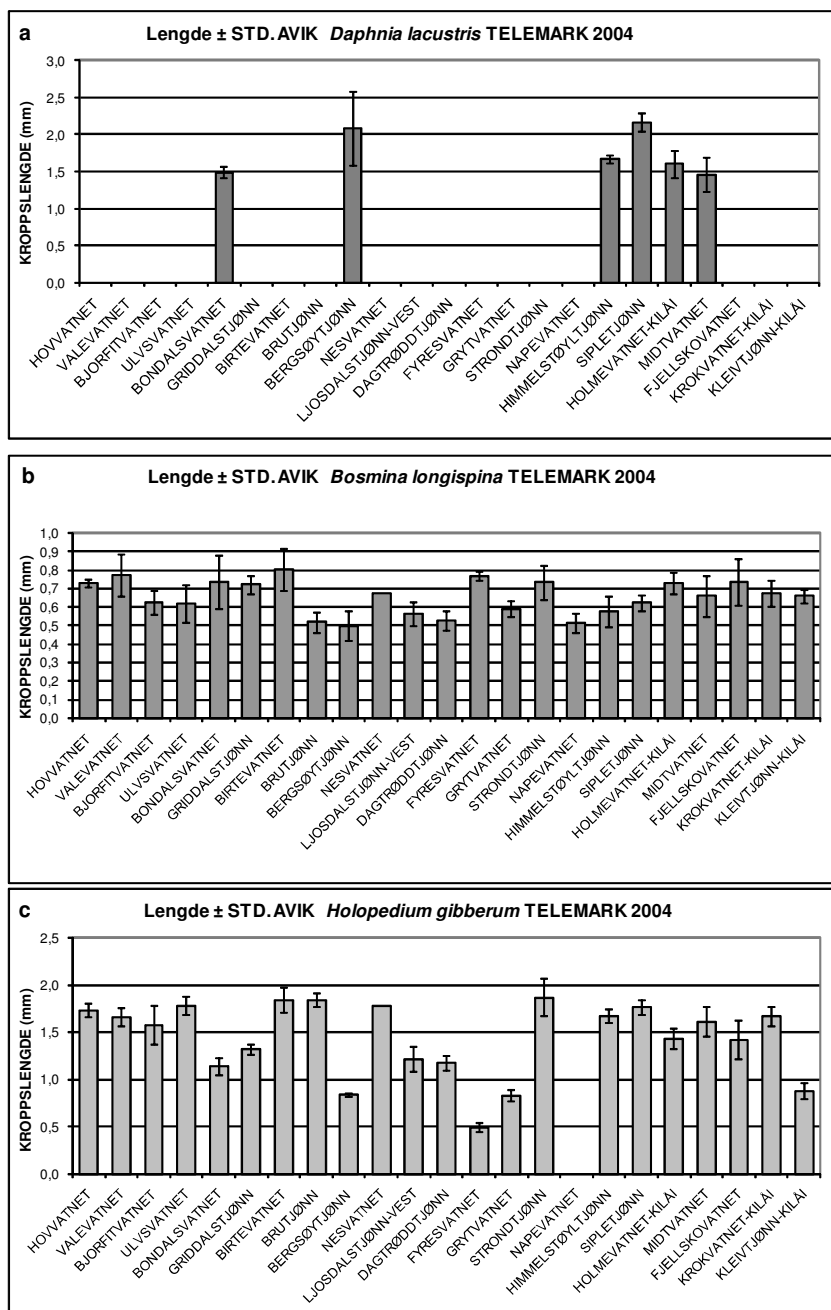
Mange innsjøer i Telemark er i ferd med å restaureres via naturlige prosesser i nedslagsfelt og i innsjøene selv (Nilssen & Wærvågen 2002b, Nilssen & Wærvågen 2002a). Den forsuringsfølsomme *D. longispina*-gruppen er etter alt å dømme i ferd med å etablere seg i sure ikke-kalkede innsjøer i Telemark, 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 nå er vanlig i flere av de undersøkte innsjøene. Den mer hardføre arten *M. leuckarti* er generelt kommet lengre i å etableres i innsjøer under naturlig restaurering. De nye populasjonene av *D. lacustris* kommer sannsynligvis fra egg-bank i sedimentet (Nilssen & Wærvågen 2002a), mens de cyclopoide copepodene sannsynligvis har meget små restpopulasjoner i de ulike innsjøene (Nilssen & Wærvågen 2003).

Dyreplanktonet er viktig som bioindikatorer ved forskning rundt biologiske prosesser innen restaurering, som fører til at predasjonssystemet forandres kraftig fra et invertebrat-dominert til et fiske-dominert (Nilssen & Wærvågen 2002a). Tidligere undersøkelser i dette området presenterer størrelsesfordelingen i ulike innsjøer (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2004). De minste individene finnes ved den mest intense predasjonen (Figur 4-14). Det invertebrate systemet velger små kroppsstørrelser hos byttedyrene, mens fisk velger de største artene og største individene innen hver art. *D. lacustris* i Siplejønn og Bergsøytjønn er over 2,0 mm (Figur 4-14), som antyder at fiskepredasjonen er lav (Nilssen & Wærvågen 2002a). Fordelingen av *D. lacustris* 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* i ikke-sure lokaliteter.

Noen av de mest uventete observasjonene i de kalkede vann i Sør-Norge, var den raske og betydelige reetableringen av vannloppene *D. lacustris* og *D. longispina* (Nilssen & Wærvågen 2002b). 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.

4.3. FISK OG PREDASJONSFORHOLD

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



Figur 4-14. Gjennomsnittlig totale kroppslengder av a: *Daphnia longispina*; b: *Bosmina longispina*; c: *Holopedium gibberum* i undersøkte lokaliteter i Telemark 2004.

De fleste lokaliteter med tett pelagisk ørret og abbor karakteriseres av et kraftig nedbeitet planktonsamfunn etter kalking (Nilssen & Wærvågen 2001). 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 levereliggende deler av Telemark og Agder, er overbefolkning av abbor et faktum (Nilssen & Wærvågen 2001, 2002a). Det behøves betydelig mer informasjon om økologien til denne artens tidlige utviklingsstadier. Disse observasjonene indikerer også at i mange tilfeller vil lokaliteter med store populasjoner av abbor være uegnede som referanselokaliteter rundt forskning på biologisk restaurering. Abboren maskerer derfor potensielle forandringer i planktonsamfunnet ved sin betydelige predasjon. Hvis man skal forske på naturlig restaurering, 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 forsuredde lokaliteter i deler av Telemark og andre fylker (Nilssen & Wærvågen 2001, Nilssen in prep.).

Løynefallende grupper som fjærmygg (Chironomidae), svevemygg (Chaoboridae), vårfluer (Trichoptera), libeller og vannymfer (Odonata og Zygoptera), døgnfluer (Ephemeroptera) og steinfluer (Plecoptera) har alle aktive spredningsstadier via luft gjennom sine adulte stadier. Andre viktige bunndyrarter, som ikke har vesentlige problemer med spredning gjennom luft, er vannbiller (Coleoptera) og 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. FORSURING OG NATURLIG RESTAURERING AV FERSKVANN I TELEMARK

5.1 FORSURING OG KALKING I TELEMARK

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 forsuring hadde lagt øde en rekke fiskepopulasjoner. Det er stor forskjell på at fisk ikke finnes i vannene, og det faktum at det igjen er mulig å fange fisk. I tillegg har også kalking vært et tilskudd av viktige kationer, som kalsium og magnesium, til ionefattige regioner. Kalkingen har betydd svært mye positivt for lokalbefolkningen i store deler av i Norge og Skandinavia.

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

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

Det er derfor avgjørende i denne fasen, hvor vi har kalket for ca. 1,5 mrd NOK, å undersøke om det finnes måter å optimalisere kalkingen på for opprettholdelse av naturlig biomangfold og menneskelig utnyttelse. Det har vært diskutert om all kalking er nødvendig, og dette gjelder spesielt de av innsjøtypene D og C som har blitt kalket. Alle innsjøer av type D som har blitt kalket, har ikke vært nødvendig å kalke. Det samme gjelder sannsynligvis en rekke C-innsjøer. Det er også viktig at kalkingen kommer i riktig geografisk område, at man ikke kalker for kraftig, eller at unngår å kalke referanse lokaliteter eller potensielt egnede referanselokaliteter. I Fyresdal tyder alle data på forsiktig kalking.

Undersøkelse av forsuring og restaurering er ofte basert på felldata hvor det foretas korrelasjonsanalyser, men disse sier lite om årsak-virknings forhold (Havens 1999). Forhold mellom biomasse av fisk og økologiske parametre som forsuring (pH) og næringssalt/klorofyll, viste at biomasse av fisk var positivt korrelert til næringssalt/klorofyll og negativt korrelert til pH (Havens & Karlson 1998, Havens 1999). Hvis målet for restaurering 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).

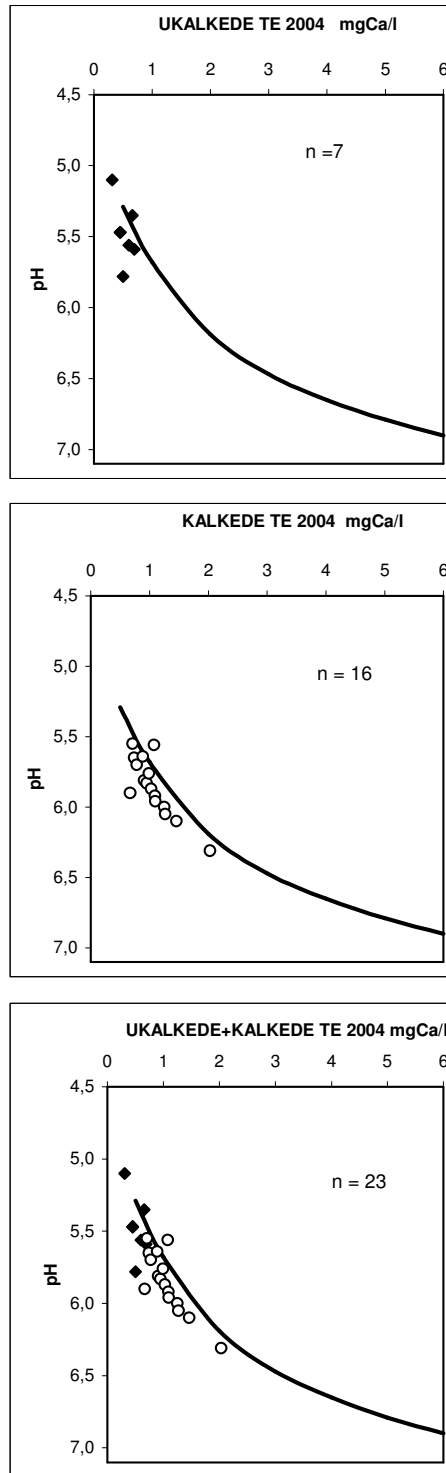
5.1.2. KALKING OG KJEMISKE FORHOLD

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

Henriksen (1980) presenterte senere hypotesen at forsurede vann er resultatet av en storskala syre-base titrering, der baser som har blitt frigjort av forvitring av berggrunn og løsmasser titreres mot syrer med opprinnelse fra atmosfærisk nedfall. Henriksen (1980) inndelte deretter innsjøene i tre kategorier eller stadier som følge av denne «titreringen»: den første gruppen er karakterisert av avtagende alkalinitet, men opprettholdelse av bikarbonat-buffersystemet og pH forble over 5,5-6,0 (såkalte «bikarbonatinnsjøer», tilsvarende kategori D og C i denne undersøkelsen). I den neste fasen var bikarbonat-buffersystemet borte i lange perioder, og store pH fluktuasjoner ble observert (såkalte «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 gruppe A i vårt system.

Forholdet mellom kalsium og pH i i historiske data fra Fyresdal, Kilåvassdraget, viste at dette var sterkt eller kronisk forsuret på 1980-tallet (Halvorsen 1986), og alle plottene var langt over kurven. Forholdet mellom kalsium og pH i våre data plottet mot Henriksens empiriske kurve, er vist i Figur 5-1. Dette avdekket at innsjøene undersøkt i 2004 i Fyresdal lå tett opp til kurven og bare kronisk sure lokaliteter som Grytvatn lå over. Mange av referansevannene i vassdraget fra vest med Hovvatn er i en relativt god kjemisk tilstand og ligger tett opp til kurven. Også de kalkede innsjøene ligger nær kurven, som understreker at ingen innsjøer er overkalkede.



Figur 5-1. Forholdet mellom pH og kalsium i de undersøkte lokaliteter i Telemark 2004, relatert til Henriksens (1979) empiriske kurve. Ukalkede innsjøer øverst, kalkede i midten og alle lokaliteter vist samlet nederst.

Det er imidlertid ikke bare restaureringsprosessene som er viktig å undersøke ved kalking, men også en sterk tendens til episodisk forsuring og kraftig reforsuring i ionefattige områder i løpet av kalkingsprosessen. Klimaet på den nordlige halvkule hvor Norge er plassert, er vekslende og uforutsigbart, og påvirket av den såkalte NAO (Nord-Atlantiske Oscillasjonen) (Hurrell & Van Loon 1997). Økte lufttemperaturer i løpet av vinteren over mesteparten av Nord-Europa i siste del av 1980- og 1990-årene ga en ekstrem fase av NAO med unormalt lavtrykk i bl a Nordsjøen og Sør-Norge. Denne førte til en rekke tunge nedbørsperioder, både sommer, høst og vinter, fulgt av relativ høy temperatur. Det var denne som førte til nye nedbørsrekorder sommeren/høsten 2000, som hadde negativ innflytelse på vannkjemien og førte til reforsuring over store områder. Også tidligere kraftige episoder (Kaste et al. 1999), ofte assosiert med sjøsaltepisoder, virker negativt inn på den akvatiske fauna og førte f eks til svake årsklasser av fisk over store deler av Sørlandet (vinteren 1993).

I dette geologiske området (Agder og Telemark) ligger mange lokaliteter som er kronisk forsurede som følge av sur nedbør. Flere av ferskvannene her har hatt nesten konstant pH-utvikling rundt 4,5-4,9 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 Agder og Telemark kan tjene som en modell for områder som ikke har blitt vesentlig bedre siden målinger startet tidlig på 1960-tallet (se Kirchner & Lydersen 1995).

Detaljerte paleoøkologiske undersøkelser har vist hvordan vannkjemien, innsjøer og hele nedslagsfelt 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 $[Ca^{2+}] < 1 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ (Skjelkvåle et al. 1997). Data fra vannkjemi og dyreplankton viser hvoledes de undersøkte innsjøene i Fyresdal er i sine restaureringsprosesser. De fleste er i gang med å få artene tilbake, og der hvor f.eks. *Daphnia* ikke er kommet tilbake, kan dette skyldes høy fiskepredasjon (Hovvatn, Kleivtjønn, Strondtjønn), mens *C. scutifer* finnes så godt som over alt, bortsett fra Brutjønn og Holmvatn, som begge tidligere var kronisk forsuret.

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). De fleste lokaliteter, også kronisk sure, er utsatt for episodisk forsuring, vanligvis under vårsmelting 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 relativt høye aluminiumsverdier.

De vanlige ferskvannsorganismene i det undersøkte området har svært vid økologisk valens og finnes utbredt under en rekke økologiske forhold (Nilssen & Wærvågen 2002a, 2002b, 2003, Wærvågen & Nilssen 2003a). For de fleste av disse er det sannsynligvis ikke vesentlig fysiologisk stress om ioner som kalsium varierer fra $1 - 3 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$, som er vanlig etter kalking. Det er spesielt hvis organismene er tilpasset ekstremt lave ioneverdier som f.eks. $0.2-0.5 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$ at problemene kan vise seg. Foreløpig kjenner man ikke godt til slike tilfeller. Med kalking innenfor verdiene $1-3 \text{ mg} \cdot L^{-1} [Ca^{2+}]$, som er vanligst i Norge, kan det til nå ikke observeres skadevirkning på f.eks. så viktige organismer som dyreplankton (Figur 4-13).

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 fylkesmannen. 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 bieffekter 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).

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

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

Som tidligere forklart er det ingen klar årsak-virknings forhold mellom viktige kjemiske parametre i innsjøene og fiskebiomasse (Havens 1999). Det betyr at hvis målet for «recovery» er et høyest mulig fiskebiomasse i 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).

Andre bieffekter av kalking er at noen plantearter synes å øke voldsomt i mengde, vanligst krypsiv *Juncus bulbosus* f. *fluitans* (= *J. supinus*) både i Otra og Tovdalselva (Brandrud et al. 1999). I tillegg finnes også gul (*Nuphar lutea*) og spesielt hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*), spesielt i en del grunne innsjøer (Nilssen & Wærvågen unpubl.data). Det finnes til nå igjen anerkjente metoder til å bli kvitt disse artene.

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 hundrevis av 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 spredningshjelp for ulike arter (Charin & Tascilin 1953, Proctor 1964, Mellors 1975).

5.2. BIOLOGISK MANGFOLD OG REFERANSELOKALITETER I VESTRE 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 Fyresdal, Nissedal og øvre Drangedal. Det bør velges ut lokaliteter

både i Kilåvassdraget og rundt Nesvatn som ikke er påvirket av kalking. Slik 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 skal her understrekes at det tidligere kronisk forsurede Fyresdal utgjør et av de områdene som har hatt en relativt lav kalkingsfrekvens i fylket. Området burde sammen med Nissedal få nasjonal støtte for i mer detalj å undersøke prosessene rundt naturlig restaurering, både i høyereliggende innsjøer og lengre nede i vassdraget. Området bør også støttes i arbeidet med å utvikle metoder for å opprettholde optimale fiskepopulasjoner etter naturlig restaurering.

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 kalkingsvirksomheten. Dagens intensive kalkingsaktivitet er i ferd med å gjøre denne oppgaven umulig, spesielt hvis langsiktige referanselokaliteter 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 forsuringfølsomme arter, spesielt der hvor det foreligger nære refugier (ikke-forsurede restforekomster). I tillegg til kalkingen er det derfor viktig å kartlegge nye refugier og båndlegge refugier i de mest utsatte regionene.

Det er viktig å være klar over at økosystemenes reaksjon på forsuring ikke er lineære, og derfor ikke kan bli beskrevet i enkle «dose-respons» funksjoner. Langtidsstudier av forsurede lokaliteter har derimot vist at viktige økosystemreaksjoner som følge av surt nedfall er sterkt ikke-lineære. Det er også voksende forståelse for tilstedeværelsen av kritiske terskler eller positive feed-backs ved bestemte kjemiske konsentrasjoner i systemet, hvor prosesser raskt bringer systemet bort fra en tidligere likevekt. Ett av de viktigste 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, som svevemygg og vannteger. Dessuten er det en rekke subletale effekter i økosystemer som er utsatt for surt nedfall, og forskerne innser i økende grad at noen komplett restaurering av akvatiske økosystemer ikke vil forekomme før disse

subletale effektene blir kraftig minimert. Noen av disse er knyttet til de sure episodene, ofte ved vårmsmelting 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 tydelig 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.

6. ETTERORD OG TAKKSIGELSER

Dette prosjektet ble hovedsakelig utført mens J.P. Nilssen var ansatt ved Niels Henrik Abel Senteret, Gjerstad, Aust-Agder (fra 1999 til 1ste august 2007), mens dyreplanktonet er sjekket etterpå innen Müller-Sars Selskapet i Drøbak i henhold til ny systematikk. AbelSenteret i Gjerstad gjorde, sammen med Høgskolen i Hedmark, evaluering av et utvalg av gjennomførte kalkingstiltak for miljøvern avdelingen hos fylkesmennene i det geografiske området fra Vest-Agder til Østfold. Etter hvert som kalkingsaktivitetene økte i omfang, var det framkommet behov for vitenskapelig vurdering av biologiske og kjemiske effekter. Fyresdal er karakterisert ved at en del innsjøer ikke er kalket, samt at de innsjøene som er blitt kalket, er moderat kalket og dette har gitt relativt lave kalsiumverdier. I området finnes fortsatt en del forsured innsjøer, og noen innsjøer er av den kroniske sure typen, som i andre deler av Telemark og Agder. Basert på resultatene fra undersøkelsen er det forslag til videre prosjekter for å overvåke kalkingsvirksomheten, med spesielt henblikk på biologisk restaurering, og problemet rundt kronisk sure lokaliteter.

Upubliserte data fra Alf Hovind, som allerede på 1960-tallet forsto hvilken økokatastrofe som var i gang med å skje i Tovdalsvassdraget og Arendalsvassdraget er viktige for å forstå den historiske utvikling av innsjøene. Mesteparten av Figur 4-9 er avhengig av Alf Hovinds mange feltturer på sykkel i et vanskelig tilgjengelig område. Takk til Stein Johnsen for hjelp med fremstilling av GIS-kartet i Figur 2-1. Under feltarbeidet har Wenche Emely Nessler ytet viktig hjelp. Jørund Valebjørg var behjelpelig med tilgang til lokaliteter rundt Holmvatn, og Helge Kiland har gitt nyttige opplysninger om området og lokalitetene. Fylkesmannen i Telemark ved Finn Johansen har frambrakt data og opplysninger om biologiske og kjemiske forhold i vassdragene. Forfatterne 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.
- 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.
- 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. *Ferskvannsrørretten 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-Frilluftsliv* 95: 388–393.

- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. pp. 75-83 In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds). 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Ås-NLH.
- 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 Skien 1: 250 000. NGU.
- Drabløs, D. & Tollan, 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.
- Flöbner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea; Kiemen-Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Flöbner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publ.. Leiden. 428s.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. & Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. 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.
- Gunnerød, R.B., Møkkelgjerd, P.I., Klemetsen, C.E., Hvidsten, N.A. & Garnås, E. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i regulerte vassdrag på Sørlandet, 1972-1978. DN-Reguleringsundersøkelsene Rapp. 4-1981: 1-206.
- Hairston, N.G. jr. & Cáceres, C.E. 1996. Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process. Hydrobiologia 320: 27-44.
- Hairston, N.G. jr., Van Brunt, R.A., Kearns, C.M. & Engstrom, D.R. 1995. Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. Ecology 76: 1706-1711.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi, plankton og strandlevende krepsdyr i Kilåvassdraget, Fyresdal, sommeren 1984. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Rapport 1985-80: 1-48.
- Halvorsen, G. 1986. Kilåvassdraget, Telemark fylke. Forventede endringer i vannstanden som følge av planlagt kraftutbygging. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Rapport 1986-96: 1-53.
- Havens, K. 1999. Correlation is not causation: a case study of fisheries, trophic state and acidity in Florida (USA) lakes. Environ.Pollut. 106: 1-4.
- Havens, K. & Carlson, R.E. 1998. Functional complementarity in plankton communities along a gradient of acid stress. Environ.Pollut. 101: 427-436.

- Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278: 542-545.
- Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters – large scale titration. pp. 68-74 In: Drabløs, D. & Tøllan, 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.
- Hovind, A. s.a. Upubliserte data.
- 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.
- Jansen, I.J. 1983. Telemark, kvartærgeologisk kart. Geo 01. 1 : 250 000. Telemark distriktshøgskole.
- Jensen, K.W. & Snekvik, E. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southern Norway. *Ambio* 1: 223-225.
- Johannessen, M., Kildal, T., Kaasa, H. & Sverkmø, I.O. 1984. Utbreiing av fiskearter 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 - surleiksgrad 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.
- Lande, A. 1972. Fiskedød og surt vann. *Fauna (Oslo)* 25: 105-110.
- 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. 2004. 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.
- NJFF (Norges Jeger- og Fiskeforening) 1971. Fiskebestand og forurning av vassdrag. *Jakt Fiske Friluftsliv* 100: 149-151; 198-201.
- 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.
- Røsberg, I., Sjøbakk, T.E., Steinnes, E. & Aamlid, D. 2001. Program for terrestrisk naturovervåkning. Overvåkning av jordvann. Sluttrapport 2000. Rapport TOV 113: 1-29.
- 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.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway. *Water Air Soil Pollut.* 85: 997-1002.
- 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.
- SFT (Statens ForurensningsTilsyn) 2003. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nebbør. Årsrapport - Effekter 2002. SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003. 203 s.
- 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., 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 fiskeriinspektørens årsmeldinger i årene 1915 - 1961. Direktoratet for vilt og ferskvannfiske. Ås-NLH.
- SNSF-prosjektet 1977. Sur nedbør of noen alternative kilder som årsak til forsurening av vassdrag. SNSF-prosjektet. ISBN 82-90153-46-5. 156 s. + appendiks.

SNV (Statens Naturvårdsverk) 2000. Kalkning på 2000-talet. Rapport 5086/2000.

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.

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, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2/89: 1-66.

Sveälv, T. & Matzow, D. Studium av utplanterad öring i det partielt 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. Auflage, Neuarbeitet von W. Koste). Gebrüder Borntraeger. Berlin. 673s.

Walseng, B. & Halvorsen, G. 1988. Krepsdyrundersøkelser i forbindelse med byggingen av Napetjern kraftverk. Økoforsk utredning 1988-15: 1-40.

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.

Yan, N.D., Walsh, P.G., Lin, H., Taylor, D.J. & Filion, 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.

Økland, R.H. 2000. Endringer i trærts tilvekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkningsområdet Solhomfjell, 1988 - 1998. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 5: 1-76.

**VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØ-
KLASSIFISERING TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I TELEMARK
2004. For geografisk plassering, se Figur 2-1.**

L.nr.	LOKALITET	KOMMUNE	KARTBLAD	UTM		HOH m
				Øst	Nord	
1	HOVVATNET	Fyresdal/Valle	1513-3	427500	6563500	706
2	VALEVATNET	Fyresdal	1513-3	431600	6562600	615
3	BJORFITVATNET	Fyresdal	1513-3	433300	6562800	605
4	ULVSVATNET	Fyresdal	1513-3	433500	6566400	605
5	BONDALSVATNET	Fyresdal	1513-3	441500	6566600	391
6	GRIDDALSTJØNN	Fyresdal	1513-3	438800	6548400	635
7	BIRTEVATNET	Fyresdal	1513-3	440000	6546000	611
8	BRUTJØNN	Fyresdal	1513-3	442000	6548600	602
9	BERGSØYTJØNN	Fyresdal	1513-3	445000	6547800	541
10	NESVATNET	Fyresdal	1513-3	446000	6543000	510
11	LJOSDALSTJØNN-VEST	Fyresdal	1513-3	444800	6550000	675
12	DAGTRØDDTJØNN	Fyresdal	1513-3	445400	6550800	690
13	FYRESVATNET	Fyresdal	1513-2	453000	6550000	279
14	GRYTVATNET	Fyresdal/Nissedal	1513-2	459600	6561000	654
15	STRONDTJØNN	Fyresdal	1513-2	460100	6557500	528
16	NAPEVATNET	Fyresdal/Nissedal	1513-2	458000	6558000	512
17	HIMMELSTØYLTJØNN	Fyresdal	1513-2	460200	6547400	624
18	SIPLETJØNN	Fyresdal	1513-2	462300	6548000	594
19	HOLMEVATNET-KILÅI	Fyresdal	1513-2	463000	6547600	588
20	MIDTVATNET	Fyresdal/Nissedal	1513-2	463800	6545800	587
21	FJELLSKOVATNET	Fyresdal	1513-2	463500	6544200	543
22	KROKVATNET-KILÅI	Fyresdal	1513-2	462700	6542500	500
23	KLEIVTJØNN-KILÅI	Fyresdal	1513-2	459300	6541100	272

**VEDLEGG 1: LOKALITETSANGIVELSE, VANNKJEMI OG INNSJØ-
KLASSIFISERING TIL DE UNDERSØKTE LOKALITETER I TELEMARK
2004 (FORTSETTER).**

L.nr.	LOKALITET	DATO	pH	kond. μS/cm	ALK. μekv/l	Ca mg/l	Pt mg/l	R Al μg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	Tot-P μg/l	VANNKVAL. Innsjøklass.
					(μmol/l)						
1	HOVVATNET	20.07.2004	5,78	8,0	< 20	0,50	14	89	0,89	5,6	B2
2	VALEVATNET	20.07.2004	5,47	7,8	< 20	0,45	30	161	0,82	4,1	B2
3	BJORFITVATNET	20.07.2004	5,47	7,6	< 20	0,45	28	150	0,77	3,2	B2
4	ULVSVATNET	20.07.2004	5,90	8,9	< 20	0,67	20	106	1,03	3,0	A-E2 / E1
5	BONDALSVATNET	20.07.2004	5,65	9,6	< 20	0,74	21	98	1,09	4,1	B-E1
6	GRIDDALSTJØNN	21.07.2004	6,10	11,6	39	1,46	50	212	0,67	3,3	A-E2
7	BIRTEVATNET	21.07.2004	6,00	12,7	25	1,25	19	85	1,65	5,9	B-E2 / E1
8	BRUTJØNN	21.07.2004	5,81	9,5	< 20	0,91	19	104	1,00	2,8	A-E2 / E1
9	BERGSØYTJØNN	21.07.2004	5,59	10,8	< 20	0,69	23	200	1,10	2,7	A/B-B2
10	NESVATNET	21.07.2004	5,70	10,9	< 20	0,78	13	100	1,39	4,8	B-E2
11	LJOSDALSTJØNN-VEST	21.07.2004	6,31	13,6	63	2,03	59	217	0,55	4,8	A-E2
12	DAGTRØDDTJØNN	21.07.2004	5,35	9,2	< 20	0,66	49	212	0,63	2,8	B2 / B1
13	FYRESVATNET	21.07.2004	5,83	12,9	< 20	0,95	11	72	1,73	2,5	B-E1
14	GRYTVATNET	22.07.2004	5,10	9,3	< 20	0,31	14	154	1,12	3,9	A
15	STRONDTJØNN	22.07.2004	5,55	8,7	< 20	0,71	34	192	1,02	3,5	A-E2 / E1
16	NAPEVATNET	22.07.2004	5,56	9,5	< 20	0,60	14	129	0,77	4,1	B2
17	HIMMELSTØYLTJØNN	22.07.2004	5,56	9,6	< 20	1,08	61	250	0,77	4,1	A-E2
18	SIPLETJØNN	22.07.2004	6,05	11,3	27	1,27	38	169	1,13	3,7	A-E2
19	HOLMEVATNET-KILÅI	22.07.2004	5,92	9,7	< 20	1,09	30	141	1,08	3,8	A-E2
20	MIDTVATNET	22.07.2004	5,96	9,8	21	1,10	31	143	1,07	4,1	A-E2
21	FJELLSKOVATNET	22.07.2004	5,87	9,5	< 20	1,03	35	149	1,07	3,4	A-E2
22	KROKVATNET-KILÅI	22.07.2004	5,76	9,2	< 20	0,99	37	159	1,12	3,9	A-E2
23	KLEIVTJØNN-KILÅI	22.07.2004	5,64	9,8	< 20	0,89	39	164	1,05	4,7	A-E2 / E1

VEDLEGG 2: ORDLISTE MED FORKLARING AV FAGUTTRYKK

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

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

næringssalter	her: som regel fosfor- og nitrogen-forbindelser (lave konsentrasjoner begrenser et systems produksjonspotensiale)
oligotrof paleoøkologi	næringsfattig – motsatt: eutrof her: læren om økologi og organismesammensetning i innsjøenes utvikling fra siste istid
pelagisk	som er knyttet til de fri vannmasser; pelagialen = de fri vannmasser
pigmentering	her (på dyreplankton): deler av kroppen som har sterkere farge enn resten (f eks øyet, oljedråper inne i kroppen av organismene)
populasjon	den del av en art som er til stede i ett bestemt økosystem, f eks innsjø, bekk
predator predasjon predasjonstrykk	organisme som spiser andre organismer prosessen ved at en art spiser en annen den totale effekten av predasjon fra en art på en annen (fiskepredasjon = effekt av predasjon fra fisk; invertebrat predasjon = effekt av predasjon av en invertebrat art)
produksjonspotensiale	den mulig produksjon et system har under gitte ytre forutsetninger (som oftest bestemt av næringssaltene fosfor og nitrogen)
produktiv «recovery»	evne til produksjon; her: ofte høy produksjon 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

