

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av langtransporterte forurensede luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002.	Løpenr. (for bestilling) 4725-2003	Dato Oktober 2003
	Prosjektnr. Undemr. TA 1985/2003 SFT 886/2003	Sider Pris 204

Redaktør: Brit Lisa Skjelkvåle (NIVA)	Brit Lisa Skjelkvåle (NIVA) Gunnar G. Raddum (LFI, UiB) Gunnar Halvorsen. (NINA) Liv Bente Skancke (NIVA) Randi Saksgård (NINA) Stein Manø (NILU) Sverre Solberg (NILU)	Tor S. Traaen (NIVA) Tore Høgåsen (NIVA) Torunn Berg (NILU) Trygve Hesthagen (NINA) Wenche Aas (NILU) Øyvind Kaste (NIVA)
Bidragstere: Ann Kristin Schartau (NINA) Arne Fjellheim (LFI, UiB) Bjørn Walseng (NINA)		

Fagområde Overvåking	Geografisk område Norge	Distribusjon	Trykket NIVA
--------------------------------	-----------------------------------	---------------------	------------------------

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse
---	--------------------------

Sammendrag Rapporten presenterer resultater fra 2002 og trender gjennom tid for overvåking av luft, vann, og akvatisk biologi (krepssdyr, bunndyr og fisk) under overvåkingsprogrammet "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør".
--

Fire norske emneord 1. Overvåking 2. Forsuring 3. Vann og vassdrag 4. Akvatisk biologi	Fire engelske emneord 1. Monitoring 2. Acidification 3. Surface water 4. Aquatic biology
---	---


 Brit Lisa Skjelkvåle
 Prosjektleder


 Nils Roar Sælthun
 Forsknings sjef

ISBN 82-577-4396-8

Statlig program for forurensningsovervåking

Overvåking av langtransportert forurenset luft og
nedbør

Årsrapport - Effekter 2002

Referer til denne rapporten som:

SFT, 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2002. SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003.

Oppdragsgivere:

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep.
0032 Oslo

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7485 Trondheim

Utførende institusjoner:

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
2027 Kjeller

Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7485 Trondheim

Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Universitetet i Bergen, Zoologisk institutt
Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske
Allégt. 41
5007 Bergen

Forord

Programmet for "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør" startet i 1980 i regi av Statens forurensningstilsyn (SFT) etter avslutningen av forskningsprosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet). SFT har hovedansvaret for koordineringen av overvåkingsprogrammet og administrerer overvåkingen av atmosfæriske tilførsler og den vannkjemiske overvåkingen. Direktoratet for naturforvaltning (DN) administrerer den biologiske delen av overvåkingsprogrammet. Det faglige ansvaret for de forskjellige delene av programmet er fordelt mellom Norsk institutt for luftforskning (NILU) (atmosfæriske tilførsler), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) (vannkemi), Norsk institutt for naturforskning (NINA) (fisk- og krepsdyrundersøkelser) og Zoologisk institutt, Universitetet i Bergen (UiB) (bunndyrundersøkelser). Det faglige samarbeidet koordineres gjennom en arbeidsgruppe oppnevnt av SFT der SFTs representant har formannsvervet. Gruppen består av følgende medlemmer: Tor Johannessen, SFT, Steinar Sandøy, DN, Kjetil Tørseth, NILU, Brit Lisa Skjelkvåle, NIVA, Ann Kristin Schartau og Trygve Hesthagen, NINA, og Gunnar G. Raddum, UiB.

Denne rapporten presenterer resultatene for 2002 av effekter; virkninger på vann, fisk, bunndyr og zooplankton. Resultatene for 2002 for tilførsler presenteres i en egen rapport (SFT 877/2003), og bare en kortversjon av tilførselsresultatene presenteres i denne rapporten.

Hovedansvarlige for utarbeidelse av årsrapporten har vært:

- *atmosfærisk tilførsel*: Wenche Aas, Stein Manø, Torunn Berg og Sverre Solberg (NILU)
- *vannkjemisk overvåking*: Brit Lisa Skjelkvåle, Øyvind Kaste, Tor S. Traaen, Tore Høgåsen og Liv Bente Skancke (NIVA)
- *vannbiologisk overvåking/fisk*: Randi Saksgård og Trygve Hesthagen (NINA)
- *vannbiologisk overvåking/planktoniske og litorale krepsdyr*: Ann Kristin Schartau, Bjørn Walseng, Gunnar Halvorsen og Randi Saksgård (NINA)
- *vannbiologisk overvåking/bunndyr*: Arne Fjellheim og Gunnar G. Raddum (UiB)

Brit Lisa Skjelkvåle og Liv Bente Skancke, NIVA, har sammenstillet rapporten.

Oktober 2003

Innhold

Forsuringsstatus i 2002	9
Sammendrag og konklusjoner	9
1. Innledning	13
2. Luft og nedbør	14
2.1. Utslipp	14
2.2. Nedbørkjemi – våtavsetninger	14
2.3. Luftens innhold av forurensninger - tørravsetninger	19
2.4. Totalavsetning fra luft og nedbør	19
2.5. Bakkenær ozon	20
3. Vannkjemisk overvåking	22
3.1. Presentasjon av det vannkjemiske overvåkingsprogrammet	22
3.1.1. Overvåking av innsjøer	22
3.1.2. Overvåking av elver	24
3.1.3. Feltforskningsstasjoner	26
3.2. Forholdene i feltforskningsområdene i 2002	28
3.3. Trender i vannkjemi	42
3.3.1. Regionale innsjøer	44
3.3.2. Jarvfjordfjellet i Øst-Finnmark – tungmetaller og forsuring	56
3.3.3. Elver som ikke er kalket – samlet vurdering	59
3.3.4. Elver som ikke er kalket – vurdering av hver enkelt elv	66
3.3.5. Elver som kalkes – samlet vurdering	80
3.3.6. Elver som kalkes – vurdering av hver enkelt elv	87
3.3.7. Feltforskningsstasjoner	91
3.4. Materialtransport	99
3.4.1. Materialtransport i feltforskningsområdene	99
4. Vannbiologisk overvåking	102
4.1. Presentasjon av det biologiske overvåkingsprogrammet	102
4.1.1. Bunndyr	106
4.1.2. Planktoniske og litorale krepsdyr	106
4.1.3. Fisk	107
4.2. Resultater fra innsjøene 2002	110
4.2.1. Region I – Østlandet-Nord	110
4.2.2. Region II – Østlandet-Sør	113
4.2.3. Region III – Fjellregion Sør-Norge	115
4.2.4. Region IV - Sørlandet-Øst	116
4.2.5. Region V - Sørlandet-Vest	117
4.2.6. Region VI -Vestlandet-Sør	118
4.2.7. Region VII - Vestlandet-Nord	120
4.2.8. Region VIII - Midt-Norge	122
4.2.9. Region IX - Nord-Norge	123
4.2.10. Region X - Øst-Finnmark	123
4.3. Utvikling i forsuringsstatus	124

4.4. Paleolimnologiske studier	131
4.5. Biologi i rennede vann	133
4.5.1. Bunndyr	133
4.5.2. Ungfiskundersøkelser	139
5. Litteratur	142
Vedlegg A. Inndeling av landet i regioner	146
Vedlegg B. Analysemetoder og kvalitetskontroll for vannprøver	148
Vedlegg C. Vannkjemiske målestasjoner	151
Vedlegg D. Observatører for vannprøver	159
Vedlegg E. Resultater fra overvåking av vannkjemi	160
Vedlegg F. Planktoniske og litorale krepsdyr	198
Vedlegg G. Fisk	202

Forsuringsstatus i 2002

Reduserte utslipp av svovel i Europa har medført at konsentrasjonene av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 54-79 % fra 1980 til 2002. Dette har resultert i nedgang av sulfat i vann og vassdrag med 39-68 % i samme periode. Følgen av dette er bedret vannkvalitet med økning i pH og ANC og nedgang i uorganisk (giftig) aluminium.

Videre ser vi en bedring i det akvatiske miljøet med begynnende restituering av bunndyr- og krepsdyrsamfunn og bedret rekruttering hos fisk, men det er også mange lokaliteter som viser negativ utvikling eller ingen endring.

Selv om vi kan glede oss over en positiv utvikling på forsuringssituasjonen, er det viktig å understreke at det er langt igjen før forsuringproblemet i Norge er løst. Problemet er avtagende, men fremdeles mottar store deler av Sør-Norge mer forsurende komponenter i nedbør enn naturen greier å ta hånd om. Resultatet av dette er fortsatt forsuring og dertil store skader på biologiske samfunn.

Sammendrag og konklusjoner

Utslipp, luft og nedbør

Utslippene av svoveldioksid i Europa er redusert med omlag 60 % fra 1980 til 2000 (EMEP, 2002). Utslppsreduksjonen fra 1990 frem til 2000 har vært på 48 %. Utslippene av nitrogenoksider var ganske stabilt på åttitallet, men fra 1990 til 2000 har utslippet vært redusert med 25 %. Utslippene av ammoniakk økte etter 1950-årene i sammenheng med veksten i landbruksproduksjonen og et mer intensivt husdyrhold i Europa, men for perioden 1990 til 2000 har imidlertid utslippene av ammoniakk avtatt med ca 17 %.

Endringene av svovel- og nitrogenkomponenter i luft og nedbør er i samsvar med de rapporterte endringer i utslipp i Europa. Årsmiddelkonsentrasjonene av sulfat i nedbør har avtatt signifikant siden 1980 på alle målesteder. Fra 1980 til 2002 var reduksjonen i sulfatkonsentrasjonen mellom 54 og 79 %. Reduksjonene for svoveldioksid for tilsvarende periode var mellom 74 % og 99 %, og for sulfat i luft mellom 64 % og 71 %. Årsmiddel-konsentrasjonen av summen ammonium+ammoniakk og nitrat+salpetersyre i luft viser ingen markert tendens siden målingene startet i 1986. For nitrogendioksid har det imidlertid vært en relativt tydelig nedgang etter 1990.

Den høyeste timemiddelverdien av bakkenært ozon i 2002 var 151 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ målt på Sandve på Karmøy 22. august. Tålegrensen for akkumulert ozoneksponering av landbruksvekster (3000 ppb-timer, 3 måneders AOT40) ble overskredet på tre stasjoner, mens grenseverdien på for skog (10.000 ppb, 6 måneders AOT40) ble ikke overskredet på noen av stasjonene.

Vannkjemi

Nedgangen i sulfatdeposisjonen har medført nedgang i sulfatinnhold i elver og innsjøer på 39-68 % fra 1980-2002. 2002 viser de laveste sulfatnivåene i vann som er registrert så langt innen overvåkingen. Som en følge av dette, har forsuringssituasjonen i vann og vassdrag vist en klar forbedring gjennom hele 90-tallet. I 2002 finner vi de høyeste verdiene av ANC og de laveste verdiene av uorganisk aluminium ("giftig aluminium") som er registrert i overvåkingen. Forbedringene i

forsuringssituasjonen er mest markert i de sterkest forsurede områdene på Sørlandet og noe mindre markert på Vestlandet og Østlandet. Selv Midt-Norge og Nord-Norge som har svært lav forureningsbelastning, viser tendenser til redusert forsuring. Øst-Finnmark, som er påvirket av industri-utslipp på Kola, viser en mindre entydig utvikling. Nitrat varierer generelt en del fra år til år og det er ingen tydelige nedadgående trender. Likevel ser vi at for flere av regionene er de laveste konsentrasjonene av nitrat registrert de siste årene (siden 1997). Økningen i organisk karbon (TOC), som ble registrert gjennom en del år på 90-tallet, har nå flatet ut eller avtatt slik at det ikke lenger er klart at det er en økende trend.

Akvatisk fauna

Invertebrater

Overvåkingen av bunndyr i rennende vann har pågått fra begynnelsen av 1980-tallet. De lengste seriene dekker derfor en periode hvor det har skjedd betydelige reduksjoner i sulfatdeposisjonen og hvor det er påvist en bedring i vannkjemiske forhold. Dette har resultert i en rekolonisering av forsuringfølsomme arter i vassdragene. Forbedringen har vært mest markert i Farsund og Vikedal etter 1993, men det er og forbedringer i de andre vassdragene fra dette tidspunktet. Det er således samsvar mellom redusert nedfall, bedring i vannkemi og respons av følsomme bunndyr. I 2002 ble det samlet inn prøver fra fire vassdrag. Resultatene befester inntrykket av at forsuringssituasjonen bedres, men vi finner ennå periodevis markerte skader på bunnfaunaen. Selv om det har vært en økning av følsomme arter i de forsurede områdene de siste tiårene, er det langt fram til en uforsuret situasjon. Dette kommer tydelig frem når en sammenligner hva som er forventet artsantall, basert på artenes utbredelse og hva som har kommet tilbake etter kalking av sure vassdrag. En sammenligning med kalkede lokaliteter viser at 70 % av den sensitive faunaen ennå ikke har rekolonisert de forsurede lokalitetene.

Overvåkingen av bunndyr og småkreps i innsjøer startet i 1996. For et utvalg innsjøer fins det årlige data fra de siste 6-7 årene, tilsvarende perioden med de største vannkjemiske forbedringene. For enkeltlokaliteter i Sør-Norge er det indikasjoner på utvikling i positiv retning, men det finnes også lokaliteter som viser motsatt tendens. Totalt sett er de biologiske endringene i overvåkingsperioden små. Resultatene samsvarer med andre studier og viser at for innsjøer må det forventes at det tar relativt lang tid fra bedringer i vannkjemien til reetablering av forsuringfølsomme arter.

Overvåkingen av invertebrater indikerer at forsuringssituasjonen er alvorlig i sørlige deler av Østlandet, på Sørlandet og Vestlandet (markert - sterkt forsuringsskadet). I nordlige deler av Østlandet og Fjellområdene i Sør-Norge er de fleste lokalitetene ubetydelig til moderat skadet, men det finnes også lokaliteter som er markert skadet i disse regionene. I Midt-Norge og Nord-Norge inkludert Øst-Finnmark, er invertebratsamfunnene i de fleste tilfellene ubetydelig skadet, men det finnes også en del innsjøer som vurderes til moderat forsuringsskadet.

For ti innsjøer er krepsdyrfaunaen rekonstruert for perioden før forsuringen startet og fram til i dag. Dette er gjort ved å studere skallrester og hvileegg av vannlopper funnet på ulike sjikt i sedimentet. Forekomsten av forsuringssensitive vannlopper og vurdering av tidspunkt for når disse eventuelt forsvant fra innsjøen samvarierer med graden av forsuringsskader på den eksisterende faunaen. Disse artene forsvant tidligere fra innsjøer som i dag vurderes som sterkt forsuringsskadet sammenlignet med mindre forsuringsskadede innsjøer. Resultatene viser også at enkelte forsuringfølsomme arter antagelig alltid har manglet, eller kun vært til stede med tynne bestander, i de mest sure og ionsvake innsjøene, også i perioden før forsuringen startet.

Fisk

Fram til og med 2002 foreligger det data fra i alt 77 innsjøer som har vært prøvefisket én eller flere ganger siden 1982. Vurdert ut fra fangstutbytte, alderssammensetning og rekruttering er det en varierende grad av forsuringsskader på fisk i de enkelte lokalitetene. Undersøkelsene av fisk i innsjøer viser en positiv utvikling i flere regioner, men i enkelte av lokalitetene på Sør- og Vestlandet har utviklingen vært negativ. I tillegg er det tapte fiskebestander i flere forsøkslokalitetene i disse to

landssdelene. I Midt-Norge og nordover er bestandsforholdene hos fisk stort sett uendret, eller det har vært en økning i tettheten i enkelte lokaliteter. I gytebekker i Vikedal i Rogaland fortsetter den positive utviklingen i tettheten av aureunger, mens det ikke har vært noen slik endring i Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane.

I 2002 ble 10 innsjøer prøvefisket fordelt på regionene I (n=4), II (n=3), VI (n=2) og VII (n=1). I region I er det i tillegg prøvefisket i Atnsjøen, som rapporteres i egen serie ("Nettverk av vassdrag for overvåking av biologisk mangfold").

1. Innledning

I Norge er det i dag tre statlige overvåkingsprogrammer som overvåker effekter av langtransporterte forurensninger på økosystemer: "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør", "Overvåkingsprogram for skogskader" (OPS) og "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Disse tre programmene organiserer omfattende måleprogrammer på luft, vann, jord, skog og annen vegetasjon og akvatisk og terrestrisk fauna. Resultatene blir samlet i en årlig sammendragsrapport og i forskjellige delrapporter og hovedrapporter.

Felles for alle overvåkingsprogrammene er en målsetning om at resultatene skal brukes for å vurdere behovet for tiltak og virkninger av tiltak. Overvåkingen skal dessuten gi en oversikt over forurensningssituasjonen og nødvendig kunnskap om generelle forurensningsproblemer, og er i mange tilfeller et ledd i internasjonale avtaler som Norge har underskrevet. Overvåkingen gjennomføres for å kunne:

- treffe beslutninger om tiltak mhp utslippsbegrensninger nasjonalt
- dokumentere effekter av internasjonale avtaler
- dokumentere behov for ytterligere tiltak internasjonalt og styrking av avtalene
- vurdere behov for og eventuelt omfang av reparerende tiltak
- gi grunnlag for informasjon generelt til politikere, myndigheter og publikum

Hovedmålet med overvåking av effekter av luftforurensninger er:

"Arbeide for at naturens tålegrense for forsurening og bakkenært ozon ikke overskrides".

Den foreliggende rapporten er en av to hovedrapporter fra programmet "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør". I denne rapporten presenteres detaljerte resultater fra den vannkjemiske, jordkjemiske og vannbiologiske delen av overvåkingsprogrammet. Luftdelen presenteres i en egen rapport, mens et utvidet sammendrag er tatt med også i denne rapporten for å gi en kort bakgrunn for resultatene videre i rapporten.

"Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør"

Programmet for "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør" startet i 1980 i regi av Statens forurensningstilsyn (SFT) etter avslutningen av forskningsprosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet). Formålet til "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør" er blant annet å klarlegge endringer i luft, vannkjemisk og jord relatert til langtransporterte luftforurensninger over tid og hvilken virkning dette har på akvatisk fauna (bunndyr, krepsdyr og fisk). SFT har hovedansvaret for koordineringen av overvåkingsprogrammet og administrerer overvåkingen av atmosfæriske tilførsler og den vannkjemiske overvåkingen. Direktoratet for naturforvaltning (DN) administrerer den biologiske delen. Det faglige ansvaret for de forskjellige delene av programmet er fordelt mellom Norsk institutt for luftforskning (NILU) (atmosfæriske tilførsler), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) (vannkjemisk), Norsk institutt for skogforskning (NISK) (jordkjemisk i små nedbørfelt), Norsk institutt for naturforskning (NINA) (fisk- og krepsdyrundersøkelser) og Zoologisk institutt, Universitetet i Bergen (UiB) (bunndyrundersøkelser). Det faglige samarbeidet koordineres gjennom en arbeidsgruppe oppnevnt av SFT der SFTs representant har formannsvervet.

2. Luft og nedbør

Den atmosfæriske tilførselen av forurensende forbindelser overvåkes ved måling av kjemiske forbindelser i luft og nedbør. Forurensningene tilføres med nedbør, og ved tørravsetning av gasser og partikler. Målet for overvåking av luftens og nedbørens kjemiske sammensetning på norske bakgrunnsstasjoner er å registrere nivåer og eventuelle endringer i tilførselen av langtransporterte forurensninger. Bakgrunnsstasjonene er derfor plassert slik at de er minst mulig påvirket av nærliggende utslippskilder. NILU startet regelmessig prøvetaking av døgnlige nedbør i 1971, med de fleste stasjonene på Sørlandet. Senere er stasjonsnett og måleprogrammet utvidet for å gi bedret informasjon om tilførsler i hele landet.

Måling av kjemiske hovedkomponenter i nedbør ble i 2002 utført døgnlige ved 9 stasjoner og på ukebasis ved 15 stasjoner (**Figur 1**). Konsentrasjonene av tungmetaller i nedbør er bestemt på 7 stasjoner med ukentlig prøvetaking. De uorganiske hovedkomponentene i luft er bestemt på totalt 10 stasjoner med ulik prøvetakingsfrekvens. Kontinuerlige målinger av ozonkonsentrasjoner i luft er utført på 14 stasjoner inklusive tre stasjoner drevet av SFTs kontrollseksjon i Nedre Telemark. Tungmetaller i luft måles på to stasjoner, det samme gjelder for organiske luftkomponenter.

2.1. Utslipp

Utslipp av forurensninger til atmosfæren skjer fra en lang rekke naturlige og antropogene kilder. Forbrenning av fossilt brensel er den viktigste kilde til svoveldioksid og nitrogenoksider i Europa. I tidsrommet 1950-1970 var det en markert økning i utslippene av både svoveldioksid og nitrogenoksider. I følge data som er samlet i forbindelse med EMEP-programmet er utslippene av svoveldioksid redusert med omlag 60 % fra 1980 til 2000 (EMEP, 2002). Utslppsreduksjonen fra 1990 frem til 2000 har vært på 48%. Reduksjonen har vært størst i de vestlige land, men også i øst er reduksjonene på over 30 % fra 1980. Utslippene av nitrogenoksider var ganske stabilt på åttitallet, men fra 1990 til 2000 har utslippet vært redusert med 25 %. Utslippene av ammoniakk har økt etter 1950-årene i sammenheng med veksten i landbruksproduksjonen og et mer intensivt husdyrhold i Europa. I perioden 1990 til 2000 avtok imidlertid utslippene av ammoniakk med ca 17 % (EMEP, 2002).

Høsten 1999 ble den foreløpig siste internasjonale avtalen for reduksjon av utslipp av luftforurensninger undertegnet. Dette er en multikomponent protokoll og målsetningen er å redusere svovelutslippene med 63 % innen år 2010 sammenlignet med 1990. Utslippene av nitrogenoksider og ammoniakk skal reduseres med henholdsvis 41 % og 17 % .

2.2. Nedbørkjemi – våtavsetninger

De høyeste årsmiddelkonsentrasjoner av sulfat ble i 2002 registrert på Lista og Søgne i Vest Agder og på Svanvik i Finmark, mens de høyeste årsmidlene av sterk syre (H^+), nitrat og ammonium var på Lista. For ammonium er som tidligere enkelte målestasjoner lokalt påvirket av landbruksaktivitet. Våtavsetningen av sulfat, nitrat, ammonium og sterk syre var størst langs kysten fra Aust-Agder til Hordaland. Regionale fordelinger av middelkonsentrasjoner og våtavsetninger er vist på kart i **Figur 2**.

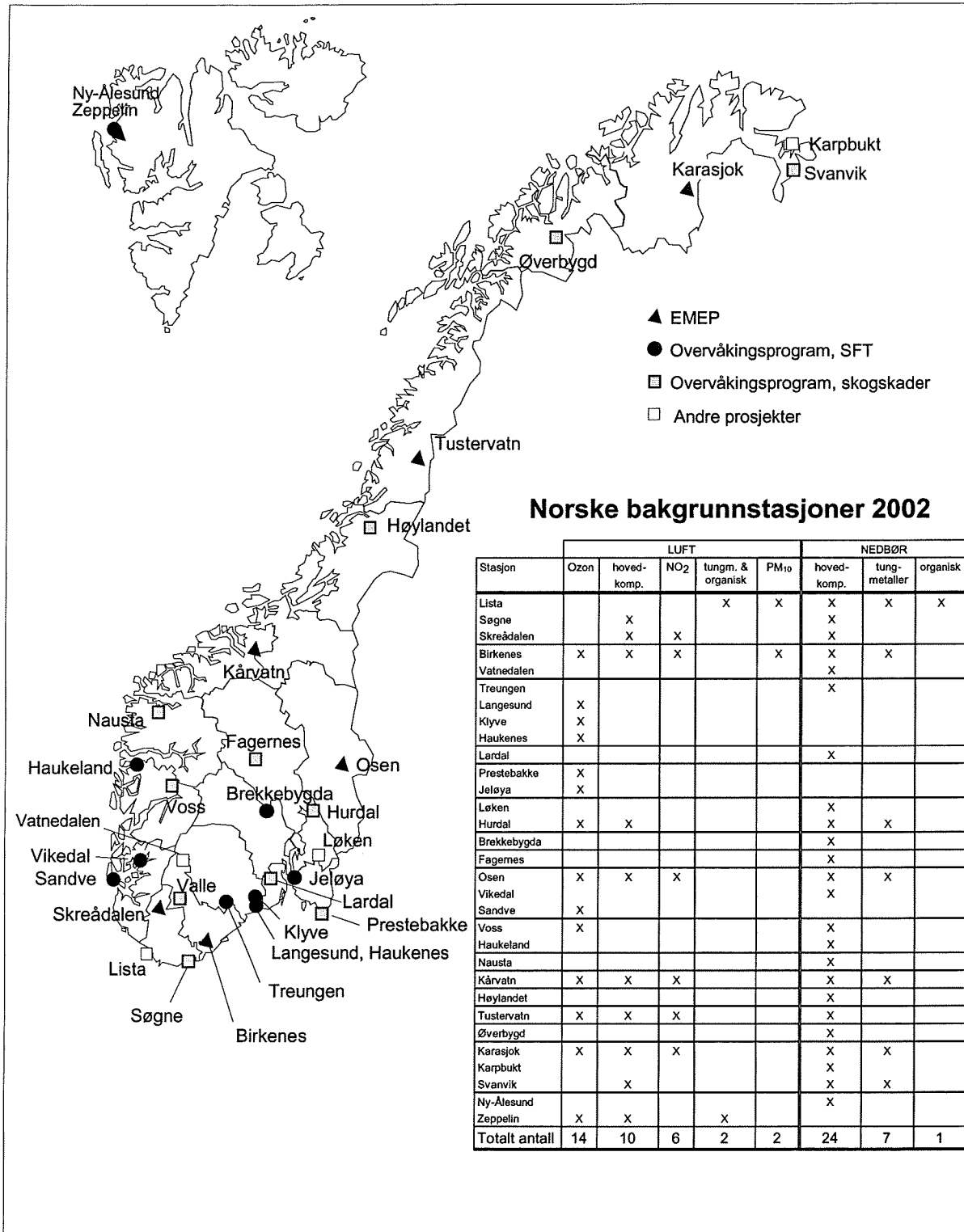
Ved de fleste målesteder var konsentrasjonene av sterk syre, sulfat, nitrat og ammonium i 2002 ganske likt sammenlignet med 2001. Noen stasjoner viser svak nedgang, mens på enkelte stasjoner øker konsentrasjonene noe. Årsmiddelkonsentrasjonene av sulfat og sterk syre økte stort sett fram til slutten av 1970-årene, og har deretter avtatt. Konsentrasjonene har avtatt mest i Sør-Norge, men de relative reduksjonene øker noe mot nord.

Figur 3 viser veide gjennomsnittsverdier for 7 representative målesteder på Sørlandet og Østlandet, og man ser klart reduksjonen av nedbørens sulfatinnhold, mens innholdet av nitrat og ammonium har gjennomgående vært på samme nivå.

I perioden 1980-2002 var reduksjonen i sulfatkonsentrasjoner mellom 54 og 79 %. Årsmiddelkonsentrasjonene av nitrat har en signifikant reduksjon siden 1980 ved tre av målestasjonene, Birkenes, Brekkebygda og Løken. For ammonium har det vært en signifikant reduksjon ved fire målestasjoner, mens det har vært en økning ved Tustervatn. Endringer i konsentrasjonene av ammonium antas å være påvirket av endring i bidraget fra lokale kilder. Innholdet av basekationet kalsium er redusert ved de fleste stasjoner. Sjøsaltinnholdet i nedbøren viser signifikant økning i perioden på kyststasjonen Lista. Innholdet av sjøsalter i nedbøren påvirkes sterkt av de meteorologiske forhold og varierer av den grunn mye fra år til år. Høyt sjøsaltinnhold i nedbøren skyldes som regel sterk pålandsvind.

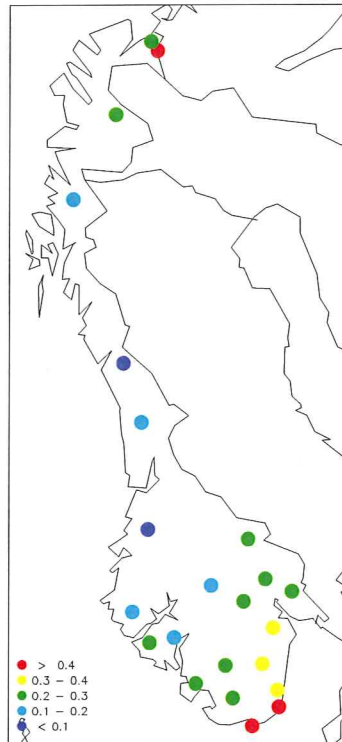
Disse observasjonene samsvarer godt med de rapporterte endringer i utslipp, se kapittel 2.1.

De høyeste årsmiddelkonsentrasjoner av bly i nedbør ble målt på Svanvik med $2,64 \mu\text{g L}^{-1}$. Svanvik i Sør-Varanger hadde også høyest nivå av de andre tungmetallene grunnet store industriutslipp på Kolahalvøya. Våtavsetningen av bly og sink 2002 var størst på Lista, mens kadmium hadde størst avsetning på Birkenes. Våtavsetningene av nikkel, arsen, kopper og kobolt var størst i Øst-Finnmark. Blyinnholdet i nedbør har avtatt med 60-80 % siden 1978, men fra 1990 har nivået vært relativt konstant, utenom på Svanvik der det derimot har vært en viss økning i blykonsentrasjonen de siste par årene. Innholdet av sink har avtatt med ca. 70 % siden 1976. Kadmiuminnholdet har avtatt med 50-80 % siden slutten av 1970-årene, og endringen har vært størst på Birkenes (**Figur 4**).

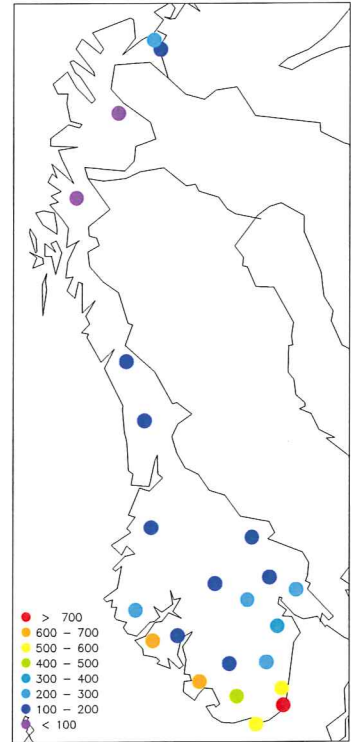


Figur 1. Lokalteter som inngår i overvåkingsprogrammet for atmosfærisk tilførsel og bakkenær ozon i 2002.

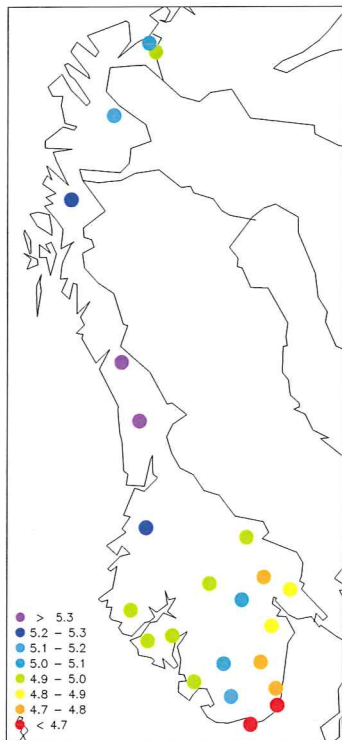
Sulfat –
konsentrasjoner
i nedbør 2002
mg S/l



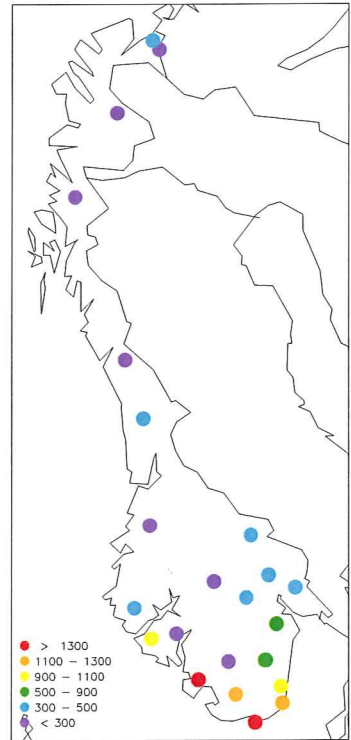
Sulfat –
våtavsetning i
nedbør 2002
mg S/m²



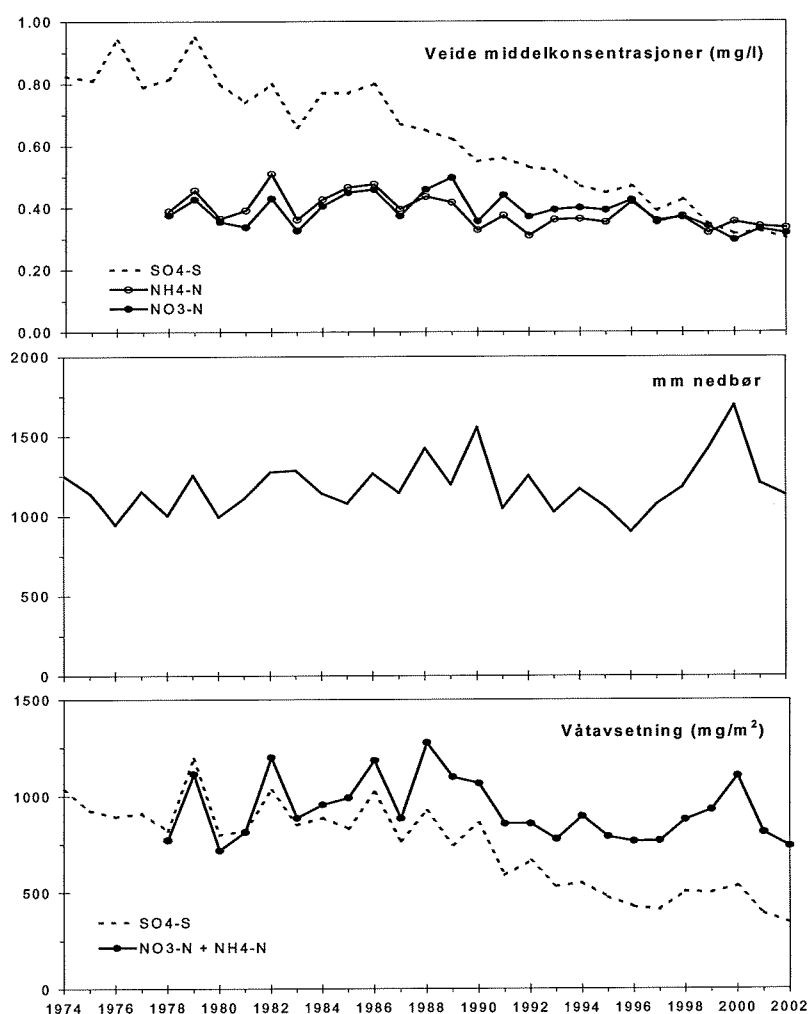
pH
middelverdier
2002



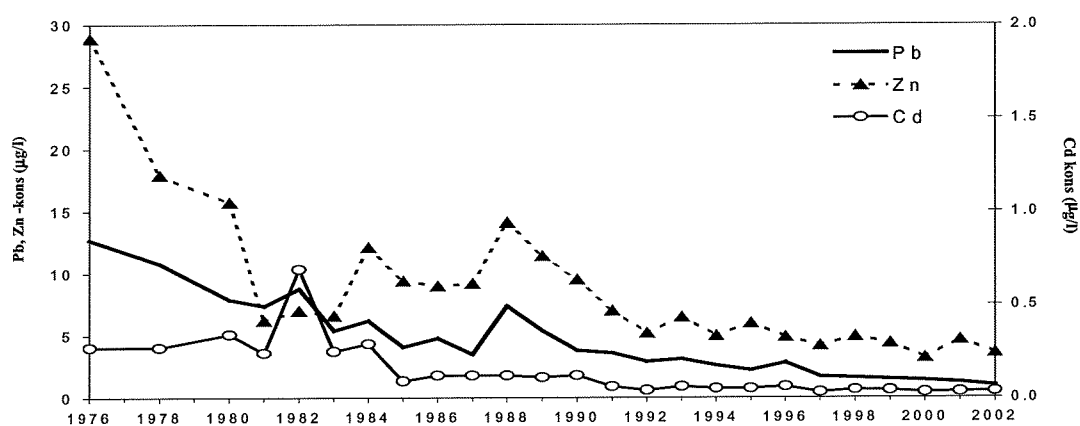
Sum nitrat og
ammonium i
nedbør 2002
mg N/m²



Figur 2. Middelkonsentrasjoner i nedbør av sulfat og pH, våtavsetning av sulfat og nitrat + ammonium på norske bakgrunnsstasjoner i 2002.



Figur 3. Veide årsmiddelkonsentrasjoner av sulfat (sjøsaltkorrigert), nitrat og ammonium, gjennomsnittlige årlige nedbørmengder og våtavsetninger av sulfat og nitrogenkomponenter fra 1973 til 2002 for 7 representative stasjoner på Sørlandet og Østlandet: Birkenes, Lista, Skreådalen, Vatnedalen, Treungen, Gulsvik/Brekkebygda og Løken.



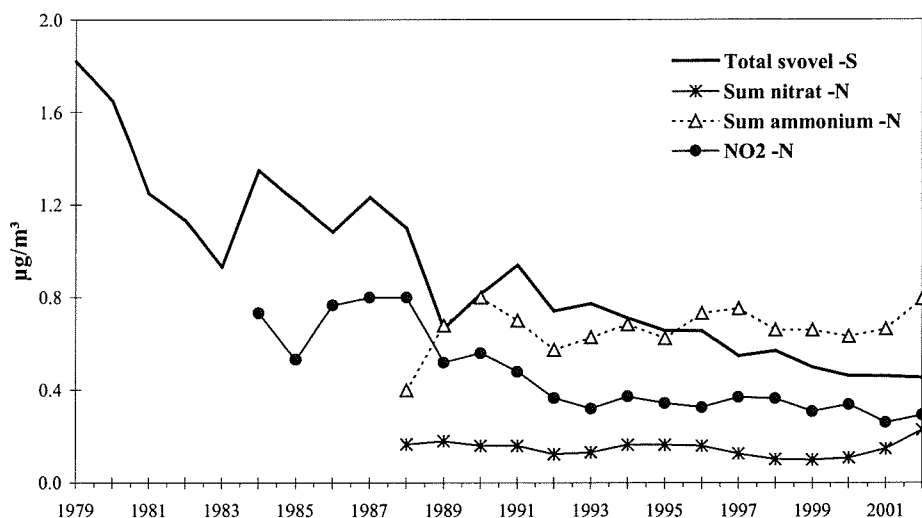
Figur 4. Middelkonsentrasjonene av bly, kadmium og sink i nedbør på Birkenes, Aust-Agder for årene 1976-2002.

2.3. Luftens innhold av forurensninger - tørravsetninger

Årsmiddelkonsentrasjonene av svoveldioksid og sulfat i luft var høyest langs kysten i Sør-Norge og i Finnmark. Den markert høyeste årsmiddelverdien av svoveldioksid i 2002 og den høyeste maksimumsverdien ($40.27 \mu\text{g S}\cdot\text{m}^{-3}$ midlet over to døgn) ble registrert på Svanvik i Sør-Varanger. Høyeste døgnmiddel ble målt i Karasjok med $10,64 \mu\text{g S}\cdot\text{m}^{-3}$. Dette skyldes utslippskilder på Kolahalvøya i Russland. Til sammenligning ble den høyeste maksimumsverdien av svoveldioksid i Sør-Norge målt til $1,33 \mu\text{g S}\cdot\text{m}^{-3}$ (døgnmiddel) på Birkenes. Den høyeste maksimumsverdien av partikulært sulfat ($2,38 \mu\text{g S}\cdot\text{m}^{-3}$) ble målt på Skreådalen, mens det høyeste årsmiddelet ($0,29 \mu\text{g S}\cdot\text{m}^{-3}$) var i Søgne (på Søgne var høyeste ukemiddel på $1,68 \mu\text{g S}\cdot\text{m}^{-3}$). Søgne antas å påvirkes både av tilførsel fra Kristiansand-området og lokale kilder i tillegg til langtransportert forurensning.

Det desidert høyeste døgnmiddelverdien av NO_2 ble målt på Osen ($7,96 \mu\text{g N}\cdot\text{m}^{-3}$). Årsmiddel- og prosentkonsentrasjonene viser at stasjonene i Sør- og Øst-Norge har de høyeste nitrogendioksidnivåene. Månedsverdiene for NO_2 var høyest i vintermånedene. Høyeste årsmiddelverdi for "sum nitrat" hadde Søgne ($0,33 \mu\text{g N}\cdot\text{m}^{-3}$), mens høyeste årsmiddelverdi for "sum ammonium" hadde Skreådalen og Tustervatn med hhv. $1,30$ og $1,01 \mu\text{g N}\cdot\text{m}^{-3}$. Dette skyldes bl.a. påvirkning fra lokal landbruksaktivitet.

Reduksjonene er for svoveldioksid med 1980 som referanseår beregnet til å være mellom 74 % og 99 %, og for sulfat mellom 64 % og 71 %. Årsmiddelkonsentrasjonen av summen ammonium+ammoniakk og nitrat+salpetersyre i luft viser ingen markert tendens siden målingene startet i 1986. Imidlertid har det vært en relativt tydelig nedgang for nitrogendioksid etter 1990 (**Figur 5**).

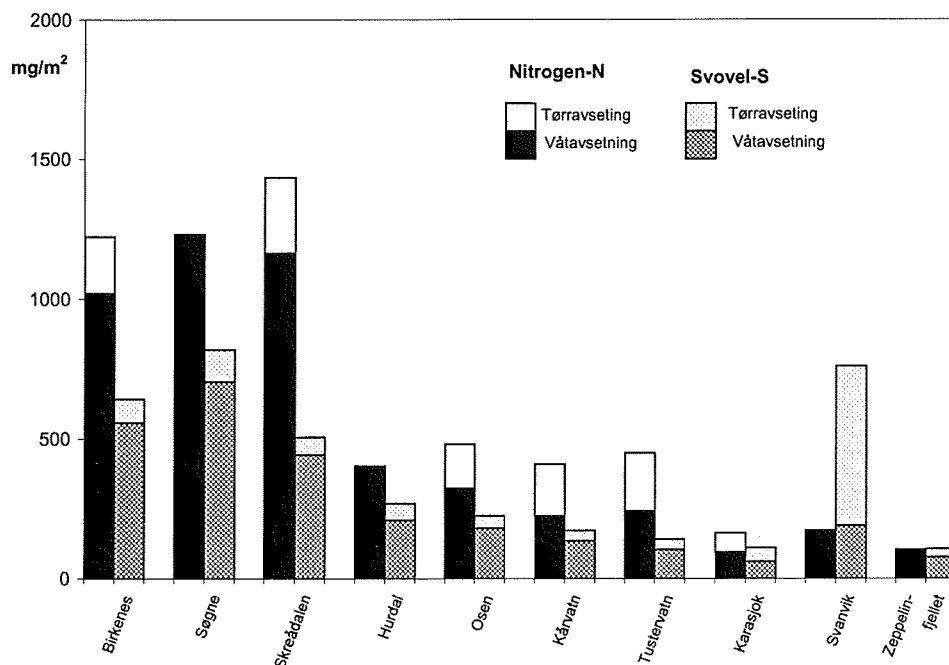


Figur 5. Midlere årlige konsentrasjoner i luft av total svovel (SO_2+SO_4), oksidert nitrogen (HNO_3+NO_3), redusert nitrogen (NH_3+NH_4) og NO_2 på fem norske bakgrunnstasjoner.

2.4. Totalavsetning fra luft og nedbør

Figur 6 viser at våtavsetningen bidrar mest til den totale avsetningen i alle landsdeler, unntatt i Finnmark. Tørravsetningsbidragene av nitrogenforbindelser på Tustervatn, Skreådalen og Kårvatn skyldes delvis lokale ammoniakkutslipp. Tørravsetningsbidraget er kun beregnet for stasjonene med fullt måleprogram. Tørravsetningen av svovel- og nitrogenkomponenter er beregnet til å være markert større om sommeren enn om vinteren i alle landsdelene. Bidraget av tørravsett svovel til den totale

avsetning var 17-38 % om sommeren og 5-16 % om vinteren i alle landsdeler unntatt Finnmark. I Finnmark er tørravsetningsbidraget meget høyt særlig på Svanvik på grunn av høye luftkonsentrasjoner og lite nedbør (hhv. 77 % tørravsetning om sommeren og 66 % om vinteren). Tørravsetningen for nitrogenkomponenter bidrar for det meste relativt mer til totalavsetningen enn hva som er tilfelle for svovelforbindelser, især om sommeren.



Figur 6. Estimert totalavsetning (sum av våt- og tørravsetning) av svovel- og nitrogenforbindelser på norske bakgrunnstasjoner i 2002.

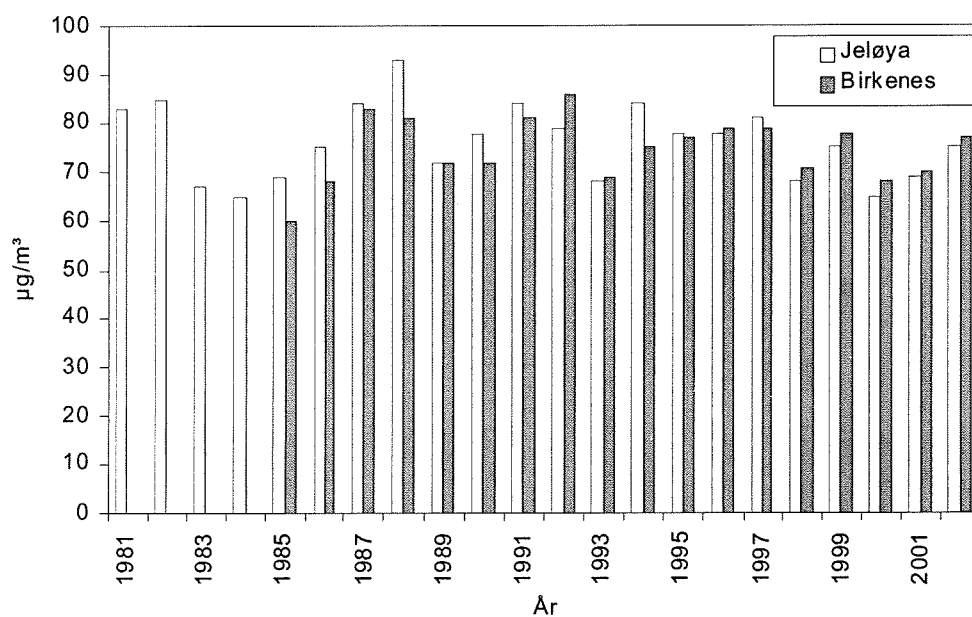
2.5. Bakkenær ozon

Den høyeste timemiddelverdien av bakkenært ozon i 2002 var $151 \mu\text{g}/\text{m}^3$ målt på Sandve 22. august (**Tabell 1**). Grenseverdiene for helse med 8-timers middel på $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SFTs grenseverdi) ble overskredet hyppig på alle stasjonene, mens det var få overskridelser av grenseverdiene på $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO's grenseverdi). Det var atskillig flere overskridelser på grenseverdien på $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EUs grenseverdi) i 2002 enn i 2001.

Grenseverdien for vegetasjon på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som 7-timers middel (kl. 09-16) i vekstsesongen april til september ble overskredet i hele landet i 2002. **Figur 7** viser 7-timers middelverdien for Jeløya og Birkenes i perioden 1981-2002. Figuren viser en del variasjon fra år til år og at det ikke er noen markert endring i denne parameteren over perioden. Middelverdien var størst på Prestebakke med $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$. SFTs tålegrense på $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (8-timers middel) og EUs grenseverdien på $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24-timers middel) ble også overskredet på samtlige stasjoner. Tålegrensen for akkumulert ozoneksponering av landbruksvekster (3 måneders AOT40) på 3000 ppb-timer ble overskredet på Prestebakke, Sandve og Kårvatn. Grenseverdien på 10.000 ppb-timer for skog (6 måneders AOT40) ble ikke overskredet på noen av stasjonene.

Tabell 1. Overskridelser av grenseverdier for helse. Antall timer (h) og døgn (d) med timemiddelverdier av ozon større enn 100 og 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 2002.

Målested	Antall måleverdier		100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Høyeste timemiddelverdi	
	Timer	Døgn	h	d	h	d	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Dato
Prestebakke	8436	352	399	66			132	2002-08-21
Jeløya	8469	353	115	32			128	2002-08-22
Hurdal	8441	353	294	50			131	2002-06-03
Osen	8303	350	266	39			129	2002-04-04
Langesund	8081	339	96	27			124	2002-08-21
Klyve	8308	349	154	36			135	2002-08-22
Haukenes	4453	187	199	43			138	2002-08-21
Birkenes	8374	353	177	33			134	2002-04-11
Sandve	8442	353	435	63	1	1	151	2002-08-22
Voss	8451	353	506	61			135	2002-04-03
Kårvatn	8416	353	513	60			132	2002-07-10
Tustervatn	8141	341	478	51			138	2002-06-08
Karasjok	8325	350	169	22			134	2002-04-20
Zeppelinfjellet	8246	347	28	4			115	2002-05-26
Sum datoer		365		120		1		



Figur 7. Middelskonsentrasjon av ozon for 7 timer (kl. 09-16) i vekstsesongen (april-september) ved stasjonene Jeløya og Birkenes i perioden 1981-2002.

3. Vannkjemisk overvåking

3.1. Presentasjon av det vannkjemiske overvåkingsprogrammet

Virkningene av tilførsler av forurenset luft og nedbør på vannkvaliteten følges i dag gjennom rutinemessig prøvetaking i 16 elver, syv feltforskningsområder og ca. 200 innsjøer. Målet for overvåkingen er å kunne registrere eventuelle endringer i forsuringsforhold i vann over tid, som følge av endringer i tilførsler av svovel og nitrogen. Analyseresultater og informasjon om måleprogram og analysemetoder finnes i Vedlegg B-E.

3.1.1. Overvåking av innsjøer

Med bakgrunn i "1000-sjøers undersøkelsen 1986" ble noe over 100 sjøer valgt ut for å dokumentere effekter av endringer i tilførsler av langtransporterte luftforurensninger (SFT 1989). I 1987 ble det i samarbeid med fylkenes miljøvernmyndigheter tatt vannprøver fra 111 sjøer for kjemisk analyse. Etterhvert har en del av sjøene blitt byttet ut med nye, først og fremst fordi de er blitt kalket.

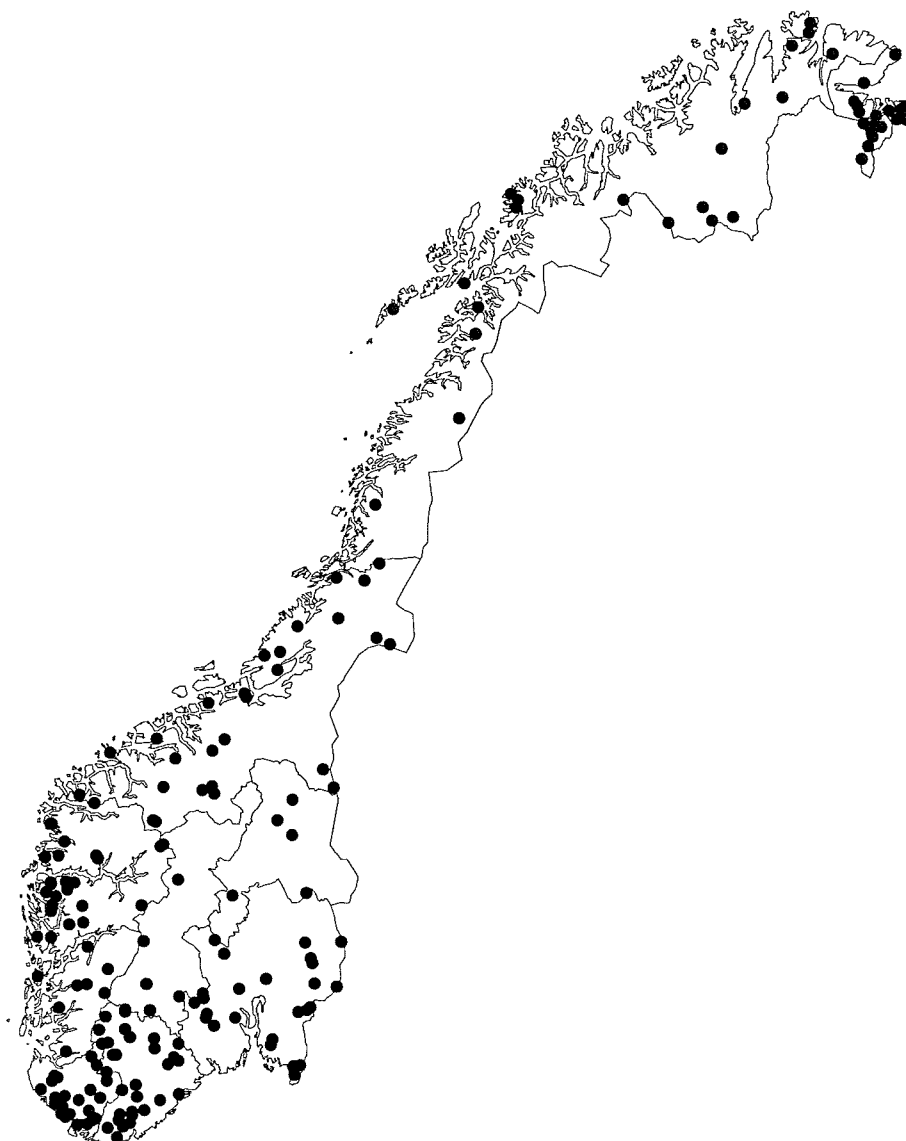
I 1995 ble en ny innsjøundersøkelse gjennomført – "Regional innsjøundersøkelse 1995" (RIU95) (Skjelkvåle et al. 1996). På bakgrunn av ønske om å styrke innsjøundersøkelsen med flere innsjøer samt at mange innsjøer er "mistet" på grunn av kalking eller regulering, ble det i 1996 plukket ut ca. 100 sjøer fra innsjøene i RIU95, slik at vi fra 1995 har ca. 200 innsjøer med i den årlige undersøkelsen.

Øst-Finnmark har tidligere vært gjenstand for et eget overvåkingsprogram – "Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland". Fra 1996 rapporteres resultatene fra Øst-Finnmark sammen med det nasjonale programmet for overvåking av langtransporterte luftforurensninger. De seks småvannene på Jarfjordfjellet er i tillegg til forsuringsparametre, også blitt analysert for tungmetaller (Cu og Ni) siden 1990 (med unntak av 1996 og 1997).

Lokalisering av de undersøkte innsjøene i 2002 er vist i **Figur 8**. Oversikt over antall innsjøer som er prøvetatt hvert år, og hvor mange av disse som har data for hvert år f.o.m. 1986, er vist i **Tabell 2**. Innsjøene, som brukes til overvåking av forsuringsutviklingen, er valgt ut fordi de er sure (lav pH), har lavt innhold av basekationer (Ca, Mg, Na, K) og er lokalisert slik at de ikke er påvirket av lokal forurensning eller lokale forhold i nedbørfeltet slik som kalking, hogst, beiting osv. Vannkjemien i overvåkingsinnsjøene reflekterer disse utvalgsriteriene. I overvåkingsinnsjøene er pH og ANC lavere enn i den totale innsjøpopulasjonen i Norge og også lavere i hver enkelt av regionene, mens sulfat, nitrat og labilt aluminium er høyere (SFT 1997). Det samme gjelder klorid og TOC. Middelveien for basekationer er noe høyere for Sørlandet og Vestlandet i overvåkingsinnsjøene enn for middelveien av den totale populasjonen av innsjøer i området.

Det gamle og det nye utvalget av innsjøer ("100-sjøer" fra 1986 og de "nye" "200-sjøene" fra 1995) har svært like middelveier for pH og ANC. For basekationer, sulfat, nitrat og labilt aluminium ser det ut til at det nye utvalget har noe lavere konsentrasjoner enn det gamle utvalget. Det betyr at de "nye" sjøene er noe mer ionefattige og mer forsuringfølsomme enn de "gamle" fra 1986. For klorid og TOC er de to utvalgene svært like.

Alle analyseresultater for 2002 og årlige middelveier for innsjøer fordelt på geografiske regioner for perioden 1986-2002, er presentert i Vedlegg E (**Tabell 1**, **Tabell 2**) samt hvilke innsjøer som er gått ut i perioden 1991-2002.



Figur 8. Lokalisering av alle de undersøkte innsjøene i 2002. Linjene viser grensen til de 10 regionene.

Tabell 2. Antall analyserte sjøer fra 1986-2002. De seks innsjøene på Jarfjordsfjellet kommer i tillegg.

År	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02
Antall vann med full serie		111	107	105	103	97	90	89	87	86	79	79	76	76	76	76	75
Tot. ant. vann i undersøkelsen	1010	111	113	115	119	119	103	107	103	1500	200	200	197	197	196	194	190
Jarfjordsfjellet, Øst-Finnmark		6	6	6	6	6	6	6	6	6			6	6	6	6	6

Fra 1999 rapporteres resultatene fra innsjøene fordelt på ti regioner (se Vedlegg A for inndeling av regioner). Antall innsjøer, som inngår i de to dataseriene 1986-2002 ("100-sjøer") og 1995-2002 ("200-sjøer"), og hvordan de fordeler seg på de ti geografiske regionene, er vist i **Tabell 3**.

Tabell 3. Antall "100-sjøer" og "200-sjøer" fordelt på regioner.

Region-nr.	Region	"100-sjøer"	"200-sjøer"	Totalt
I	Østlandet - Nord	1	5	6
II	Østlandet - Sør	15	10	25
III	Høgjellet i Sør-Norge	4	8	12
IV	Sørlandet - Øst	12	15	27
V	Sørlandet - Vest	10	13	23
VI	Vestlandet - Sør	3	2	5
VII	Vestlandet - Nord	4	18	22
VIII	Midt-Norge	10	17	27
IX	Nord-Norge	5	15	20
X	Øst-Finnmark	11	12	23
Total		75	115	190

3.1.2. Overvåking av elver

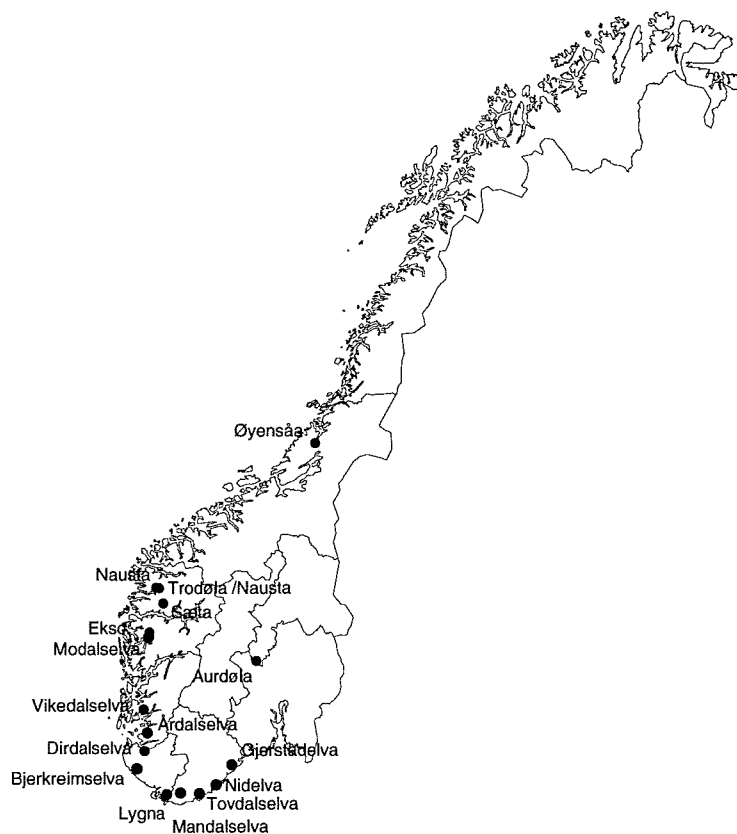
Direktoratet for naturforvaltning (DN) (tidligere DVF) startet i 1965 rutinemessig innsamling og analyse av vannprøver fra fire elver på Sørlandet. I de følgende år ble antall elver stadig utvidet. Da overvåkingsprogrammet startet i 1980 ble det valgt ut 20 elver i samråd med DN på grunnlag av kjemisk vannkvalitet (lav ionestyrke) og fiskeforhold. På Vestlandet ble det lagt vekt på at elvene var lakseførende. Tretten av de 20 overvåkingselvene inngikk i DN's daværende elveserie. De resterende syv ble valgt på bakgrunn av data fra elveundersøkelser i 1976-77 (Henriksen and Snekvik 1979). Prøvetaking i de 20 elvene ble startet 15. mars 1980.

Overvåkingsprogrammets budsjett for 1983 innebar en nedskjæring. For å møte denne ble prøvetakingen i Øyensåa (77.2), Rauma (67,1), Ørstaelva (65.1) og Suldalslågen (30.1) inntil videre innstilt. I 1986 ble budsjettet igjen øket slik at Øyensåa (77.2) og Ørstaelva (65.1) ble tatt inn igjen i programmet. I tillegg ble Aurdalselva (90.1) i Vassfaret tatt med for å få en bedre dekning av Østlandet. Fra 1984 er det også tatt prøver fra Sæta i Gaularvassdraget (57.3). Denne lokaliteten ble opprettet i forbindelse med intensivundersøkelsen i vassdraget (SFT 1986). Med bakgrunn i denne undersøkelsen ble stasjonen i utløpet av Gaular (57.1) fra og med 1986 erstattet med stasjonen i Sæta fordi denne delen av Gaularvassdraget er mest forsuringsfølsom. Fra 1995 ble Numedalslågen (1.1), Lærdalselva (50.1) og Ørstaelva (65.1) kuttet ut slik at overvåkingsprogrammet i dag omfatter 15 elver i Sør-Norge og 1 i Midt-Norge. En oversikt over elvene i overvåkingsprogrammet er vist i **Tabell 4** og **Figur 9**.

Elver med lavere nummer enn 40 (**Tabell 4**) hørte også til DN's elveserie. For disse elvene foreligger det derfor data (pH, konduktivitet og total hardhet) for mange år før 1980, og disse er lagret i en database på NIVA.

I nedbørfeltet for åtte av overvåkingselvene foregår det i dag kalkingsaktiviteter (**Tabell 4**). Elvene, som nå blir kalket, vil bli overvåket på samme måte som før. Både for å se på endringene i bl.a. sulfat og nitrat (som vi antar ikke blir påvirket av kalking), og fordi disse stasjonene kan gi informasjon om virkningen av kalkingsaktiviteten.

Alle analyseresultater for 2002 samt årlige middelværdier for perioden 1980-2002 er presentert i Vedlegg E (**Tabell , Tabell E5**)



Figur 9. Lokalisering av alle overvåkingselvene.

Tabell 4. Elver som inngår i det vannkjemiske overvåkingsprogrammet.

Fylke	Elv	Region	ID	Vassdr.nr	Prøvetakingssted	Nedbørf. km ²	Kalking
Aust-Agder	Gjerstadelva	IV	3.1	018.3Z	Sønedeleddammen	380	Noe kalking i nedbørfeltet
Aust-Agder	Nidelva	IV	5.1	019.Z	Rykene	4025	Nisser og Fyresvatn kalket i 1996/97
Aust-Agder	Tovdalselva	IV	7.1	020.Z	Boen bruk	1885	Fullkalking fra høsten 1996
Vest-Agder	Mandalselva	IV	11.1	022.Z	Marnardal	1809	Fullkalking fra høsten 1996
Vest-Agder	Lygna	IV	13.1	024.Z	Lyngdal	664	Fullkalking fra 1991
Rogaland	Bjerkreimselva	V	19.1	027.Z	Tengs	706	Kalking av Ørdsdalsvatn og Austrumsdalsvatn fra 1996 + doserer i elva
Rogaland	Dirdalselva	V	23.1	030.2Z	Gjesdal	158	Ukalket
Rogaland	Årdalselva	VI	26.1	033.Z	Årdal	551	Sandvatn kalket siden 1998
Rogaland	Vikedalselva	VI	32.9	038.Z	Låkafossen	119	Ukalket
Sogn og Fjordane	Nausta	VII	34.1	084.7Z	Espeland	274	Ukalket
Sogn og Fjordane	Trodøla / Nausta	VII	34.5	084.7C	Nausta	10	Ukalket
Hordaland	Ekso	VII	45.1	063.Z	Mysterøyri	410	Fullkalking fra høsten 1997
Hordaland	Modalselva	VII	46.1	064.Z	Modalen	384	Ukalket
Sogn og Fjordane	Sæta (Gaular)	VII	57.3	083.Z	Eldalen	181	Ukalket
Nord-Trøndelag	Øyensåa	VIII	77.2	138.B	Fosslia	253	Ukalket
Buskerud	Aurdøla	I	90.1	012.GD	Aurdalsfjorden	225	Ukalket

3.1.3. Feltforskningsstasjoner

I januar 1980 ble det igangsatt overvåkingsundersøkelser i fem feltforskningsområder (feltforskningsstasjoner) for å gi et detaljert bilde av vannkjemiske forhold i små nedbørfelt. Før 1980 inngikk disse feltene i SNSF-prosjektet - "Sur Nedbørs Virkning på Skog og Fisk" (Overrein et al. 1980). I 1982 ble Jergul i Finnmark tatt ut av programmet fordi vannkvaliteten der var lite følsom overfor sur nedbør. På grunn av budsjettreduksjoner, ble det ikke tatt prøver i 1984 i Birkenes eller i Langtjern. Det samme var tilfelle for Kårvatn i 1985. Fra 1986 ble samtlige områder igjen tatt med i programmet slik at fullstendig vannkjemiske dataserier finnes fra 1986 og fram til i dag. I 1988 ble Dalelva i Finnmark tatt med som nytt feltforskningsområde for å følge utviklingen av forsuring forårsaket av SO₂-utslipp fra smelteverk i Nikkel, Russland. I 1994 ble det opprettet et nytt feltforskningsområde, Svartetjern i Matre i Nord-Hordaland, for å bedre dekke Vestlandet. I 1996 overtok programmet Øygardsbekken i Rogaland fra prosjektet "Nitrogen fra Fjell til Fjord" (Henriksen and Hessen 1997) for å få en stasjon i et område med høy nitrogenbelastning. En del basisinformasjon om feltene er presentert i **Tabell 5** og geografisk plassering er vist i **Figur 10**. I 2002 var i alt syv feltforskningsområder med i overvåkingsprogrammet.

Alle analyseresultater for 2002 samt veide årlige middelerverdier for perioden 1980-2002 er presentert i Vedlegg E (**Tabell , Tabell E6**)



Figur 10. Lokalisering av feltforskningsstasjonene.

Tabell 5. Karakteristiske data for feltforskningsområdene.

	Birkenes	Storgama	Langtjern	Kårvatn	Dalelva	Svarte- tjern	Øygards- bekken
	BIE01	STE01	LAE01	KAE01	DALELV	SVART01	OVELV19-23
Fylke	Aust-Agder	Telemark	Buskerud	Møre og Romsdal	Finnmark	Hordaland	Rogaland
Region	IV	II	I	VIII	X	VI	V
Dataserier	Fra 1973, mangler 1979 og 1984	fra 1975, mangler 1979	fra 1974, mangler 1984 og 1985	fra 1978, mangler 1985	fra 1989	fra 1994	fra 1993
Areal (km ²)	0.41	0.6	4.8	25	3.2	0.57	2.55
Høyde over havet (m)	200-300	580-690	510-750	200-1375	0-241	302-754	185-544
Middelverdier							
Midl.årsnedbør (mm)	1400	960	685	1450	350	3900	2140
Midl.avrenning (mm)	1136	956	595	1843	497	2848	1546
Arealfordeling (%)							
Bart fjell, hei, tynt jorddekke	3	59	74	76	61	17.4	83
Myr	7	22	16	2	4		6
Skog, tykkere jorddekke	90	11	5	18	20	68.4	4
Vann	-	8	5	4	15	14	7
Dominerende berggrunn	granitt, biotitt	granitt	gneis	gneis, kvartsitt	glimmer- skifer, gneis	glimmer- gneis	gneis, migmatitt, anorthositt

3.2. Forholdene i feltforskningsområdene i 2002

Vannkvaliteten i feltforskningsområdene bedret seg noe fra 2001 til 2002. Både Birkenes, Storgama og Kårvatn hadde de høyeste registrerte årsmiddelverdier for pH siden målingene startet. I de øvrige feltene var det små endringer. Alle feltene viste de høyeste årsverdier for ANC som er registrert. Det er nå bare Birkenes og Øygardsbekken som har negativ ANC. Feltforsøk i Langtjern viser at det er behov for å justere ANC-kriteriene for fisk når TOC er høy. Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat gikk noe ned fra 2001 til 2002 i de fleste områdene, men det var bare Storgama som hadde den laveste registrerte årsmiddelverdi. Målingene de siste årene kan tyde på at sulfatkonsentrasjonene begynner å flate ut.

Birkenes (Vest-Agder)

Birkenes-feltet er lite (0,41 km²), og er dominert av ca 80 år gammel granskog (*Picea abies* L.). Feltet ligger ca. 20 km fra kysten med høyde fra 200-300 m.o.h. Feltet har en hoveddal (Vestre Tveitdalen) og en mindre dal (Langemyrdalen) høyere oppe i feltet. Jordsmonnet er hovedsaklig podsol og brunjord over morene og granittisk berggrunn. Langs bekken er det utviklet myrjord. Prøvetakingspunktet for vannprøver er i bekken ved et lite V-overløp. Birkenes-feltet skiller seg klimatisk fra de øvrige feltforskningsstasjonene ved at snølaget om vinteren er fraværende eller lite stabilt slik at avrenning og hyppige smelteepisoder om vinteren er vanlig. Karakteristisk for Birkenes er varierende grad av snøsmelting om våren, jevnlig tørkeepisoder om sommeren og nedbørepisoder om høsten. Maksimum- eller minimumkonsentrasjoner opptrer vanligvis under slike hydrologiske ekstremperioder.

Forurensningsbelastningen er høy; årlig avsetning (våt + tørr) av sulfat er 0,6-1,0 g S m⁻², mens summen av nitrat + ammonium er 1,2-2,0 g N m⁻². Birkenes-feltet må karakteriseres som betydelig forsuret.

Årsvariasjoner i perioden 2000-2002 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen er vist i **Figur 11**.

De store nedbørmengdene i 2000 bidro til at vannkvaliteten vurdert ut fra pH var den dårligste siden 1994 (årlig veid middel-pH 4,54). Ved siden av sulfat og nitrat var sjøsaltepisoder medvirkende til lave pH-verdier og høye konsentrasjoner av labilt aluminium. I 2001 var forholdene normalisert, noe som resulterte i en økning av ikke-marine basekationer (spesielt ikke-marin natrium, fra -3 til +21 $\mu\text{ekv L}^{-1}$) og en mindre økning i sulfat og nitrat. Resultatet var den høyeste registrerte veide årsmiddel for ANC (-20 $\mu\text{ekv L}^{-1}$), den høyeste middel-pH (4,70) og den laveste verdi for labilt Al (159 $\mu\text{g L}^{-1}$) siden målingene startet. I 2002 ble forholdene ytterligere forbedret, med middelverdier for ANC på -12 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og pH på 4,77. Labilt Al var uendret (159 $\mu\text{g L}^{-1}$). TOC-nivået er relativt høyt, middel-TOC i 2002 var 5,5 mg C L⁻¹. Siden Birkenes ligger relativt nær kysten og er påvirket av sjøsalter, er kloridkonsentrasjonene i avrenningen høye (4-8 mg L⁻¹).

Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat viser liten variasjon gjennom året og er relativt høy, vanligvis mellom 40 og 60 $\mu\text{eq L}^{-1}$ (2,0- 3,0 mg L⁻¹). pH varierer stort sett mellom 4,5 og 5,0, med laveste verdi i 2002 på 4,5 i slutten av oktober. Det er allikevel en positiv utvikling at pH-verdier over 5 var hyppig forekommende i 2002.

Nitratverdiene er påvirket av vekstsesongen, slik at de laveste verdiene registreres i perioden juni-august, når den biologiske aktiviteten er størst. De høyeste nitratkonsentrasjonene forekommer oftest fra høst til vår.

Labilt Al viser stor variasjon gjennom året, med høye verdier i januar - mars og lave verdier om sommeren når TOC er høy. I 2002 var maksimumsverdien 262 $\mu\text{g L}^{-1}$ mot 227 i 2001. Labilt Al er den

fraksjonen av aluminium som er giftig for fisk og andre organismer. Selv om labilt aluminium er mer enn halvert siden 1990, har Birkenes fremdeles kronisk høye konsentrasjoner som langt overskrider grensen for biologiske skadevirkninger.

Storgama (Telemark)

Storgama-feltet er også et lite felt (0,6 km²), lokalisert 580-690 m.o.h. Storgama er preget av sparsomt overdekke og langt mindre vegetasjon og jordsmonn enn Birkenes, og har derfor betydelig dårligere evne til å nøytralisere sure tilførsler. Oppholdstiden for vann i feltet er kort, og vannkjemien er sensitiv for endringer i nedbørkjemien. Karakteristisk for Storgama-feltet er varierende grad av snøsmelting om våren, jevnlig tørkeepisoder om sommeren og nedbørepisoder om høsten.

Forurensningsbelastningen i Storgama er moderat; årlig avsetning (våt) de siste årene av sulfat ligger mellom 0,35-0,50 g S m⁻², mens sum nitrat + ammonium ligger mellom 0,7-1,0 g N m⁻². Mens våtavsetningene for svovel og nitrogen i 2000 var de høyeste på hhv 6 og 12 år, var avsetningene i 2001 de laveste som er registrert siden målingene startet i 1974, hhv 0,35 g S m⁻² og 0,64 g N m⁻². Også deposisjonen av H⁺ var den laveste som er registrert, 19 mekv m⁻² mot 40 mekv m⁻² i 2000 og rundt 30 mekv m⁻² i 1990-årene. I 2002 gikk både svovel og nitrogendeposisjonen ytterligere ned til hhv 0,30 g S m⁻² og 0,51 g N m⁻².

Storgama-feltet må karakteriseres som betydelig forsuret, selv om det er mindre forsuret enn Birkenes. Årlig middel-pH i 2002 var 4,9 og ANC 10 µekv L⁻¹. Dette er de høyeste registrerte årsmiddelverdier for pH og ANC siden overvåkingen startet. TOC-nivået er relativt høyt, middel TOC i 2002 var 5,5 mg C L⁻¹. Dette innebærer at også ikke-labilt (organisk bundet) Al er høy, middelverdien i 2002 var 74 µg L⁻¹.

Årsvariasjoner i 2002 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen, er vist i **Figur 12**.

pH varierte mellom 4,7 og 5,3, med de høyeste verdiene om sommeren og de laveste under vinteren og høsten. Labilt Al hadde topper i februar (64 µg L⁻¹) og oktober (46 µg L⁻¹) og varierte ellers i området 20-40 µg L⁻¹. ANC hadde den laveste verdien i februar (-1 µekv L⁻¹), men alle øvrige målinger viste positive ANC-verdier. I juli, august og september ble det registrert ANC-verdier over 20 µekv L⁻¹. I 2001 var årsmiddelverdien for ANC positiv (+2 µekv L⁻¹) for første gang siden målingene startet. I 2002 steg verdien ytterligere (10 µekv L⁻¹).

Hele vintersesongen transporteres nitrat ut av feltet med konsentrasjoner opp til 150 µg N L⁻¹ (2. april). I vekstsesongen går verdiene ofte under 1 µg N L⁻¹ (juli, august og september). I 2002 varte de lave nitratverdier helt til slutten av oktober, og økningen frem mot nyttår var markert lavere enn de foregående årene. Dette var trolig en klimaeffekt av en uvanlig varm og tørr september etterfulgt av frost tidlig i oktober.

Langtjern (Buskerud)

Langtjern-feltet er et skogsfelt med en del myr, og er typisk for Østlandet. Feltet er 4,8 km² stort og ligger fra 510-750 m.o.h. Overflatevannet er brunt med forholdsvis mye humus. Området har innlandsklima med kalde vintre med akkumulering av snø og en markert snøsmeltingsperiode om våren. Langtjern ligger langt fra kysten, og konsentrasjoner av sjøsalter er lave. Det er to prøvetakingsspunkter, ett ved innløpet og ett ved utløpet. Langtjern er en liten innsjø med oppholdstid for vannet på ca. to måneder. Dette gjør at svingninger i vannkjemien jevnes ut. Vannføringsmålinger tas i utløpet.

De store nedbørmengdene i 2000 (1261 mm, 158 %) ble etterfulgt av tilnærmede normalår i 2001 (865 mm, 108 %) og 2002 (839 mm, 105 %).

Forurensningsbelastningen i Langtjern er moderat; årlig avsetning de siste årene av sulfat (våt) ligger mellom 0,3-0,5 g S m⁻², mens sum nitrat + ammonium (våt) ligger mellom 0,5-0,7 g N m⁻².

Avsetningen var lavere i 2002 enn i 2001 (hhv 0,21 og 0,27 g S m⁻²). Langtjern kan karakteriseres som moderat forsuret. I utløpet var årlig veid middel-pH i 2002 5,0, ANC +40 µekv L⁻¹ og labilt Al 19 µg L⁻¹. Årsvariasjoner i 2001 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen er vist i **Figur 13** (utløp) og **Figur 14** (innløp). Innløp og utløp viser i store trekk det samme variasjonsmønsteret gjennom året, men utslagene i kurvene er noe større for innløpet. Dette er fordi innløpsbekken ikke har den "dempingen" i endringer i vannkjemi som oppholdstiden av vannet medfører for utløpsbekken. Innløpet har gjennomgående lavere pH enn utløpet (laveste verdi i 2002 var hhv. 4,6 og 4,8).

TOC-konsentrasjonene i Langtjern (middel i 2002: 9,8 mg C L⁻¹) er de høyest av samtlige feltforskningsstasjoner. Det reflekterer at nedbørfeltet har lav avrenning, mye skog og større andel av myr enn de andre feltene. I innløpet lå TOC i området 8 - 18 mg L⁻¹, mot 8 - 12 mg L⁻¹ i utløpet.

Det vanligvis høye innholdet av TOC er viktig for aluminiumskjemien i avrenningsvannet. Fordelingen av IAl og LAI følger normalt konsentrasjonen av organisk materiale ved at IAl er på sitt høyeste og LAI på sitt laveste ved høye konsentrasjoner av TOC. Verdiene av reaktiv aluminium (summen av IAl og LAI) i Storgama og Langtjern er omtrent på samme nivå, men andelen av organisk bundet aluminium er vesentlig høyere i Langtjern fordi dette vannet inneholder ca. dobbelt så mye TOC som Storgama.

Reaktiv Al har et konsentrasjonsnivå mellom 100-250 µg L⁻¹, hvorav det meste (>80 %) er organisk bundet (IAl). Labilt Al varierte mellom 5-50 µg L⁻¹ gjennom året, med de laveste verdiene under vårfloppen. Årsmiddelverdien i 2002 (19 µg L⁻¹) var tilnærmet lik verdien for 2001 (20 µg L⁻¹).

Nitrat viser det samme bildet som ved Storgama, med lave verdier i vekstsesongen og høye verdier om vinteren og i begynnelsen av snøsmeltingsperioden om våren. Også Langtjern hadde i 2002 en lengre periode en vanlig med lave nitratverdier, trolig grunnet en varm og tørr høst.

Selv om Langtjern i 2002 hadde høye ANC-verdier (32 -61 µg L⁻¹), forekommer det fremdeles episoder i bekkene med vannkvalitet som er for dårlig for overlevelse av fisk. I prosjektet "ANC-Recovery" ble det under en snøsmeltingsepisode i oktober 2002 gjort burforsøk med ørret i innløp- og utløpsbekk. Ørret døde i burene selv om ANC lå rundt 50 µekv L⁻¹. pH gikk imidlertid under 5,0 og labilt aluminium var i området 20 - 30 µg L⁻¹. Klekkforsøk med ørretrogn viste også at vannkvaliteten var for dårlig for nyklekt yngel (B. Rosseland, pers. medd.). Forsøkene tyder på at vannkvalitetskriterier basert på ANC bør revideres for vanntyper med høy TOC (ANC-verdier dominert av organiske anioner).

Kårvatn (Møre og Romsdal)

Feltet ved Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør, og danner en referanse for de andre feltforskningsområdene. Forurensningsbelastningen i Kårvatn er lav; årlig avsetning av sulfat (våt + tørr) de siste årene har ligget mellom 0,15-0,2 g S m⁻², mens sum nitrat + ammonium har ligget mellom 0,2-0,4 g N m⁻². Feltet ligger for det meste over skoggrensen, har skrint jorddekke og er et typisk fjellområde. Høyeste punkt i nedbørfeltet er på 1375 m.o.h. mens prøvetakingspunktet er på 200 m.o.h. Med sine 25 km² er feltet vesentlig større enn de andre feltforskningsområdene. Ved Kårvatn er sjøvann hovedkilde for både klorid og sulfat i nedbøren. Kårvatn-feltet er karakterisert ved relativ stor snøsmelting om våren og jevnlig nedbørepisoder om høsten. Lav vannføring ut av feltet opptrer primært om vinteren (desember-mars). Tørkeperioder om sommeren tilsvarende det man ofte finner i de andre feltene opptrer svært sjeldent.

Kårvatn kan karakteriseres som et uforsuret felt. Årlig middel-pH i avrenningen i 2002 var 6,24, mens midlere ANC var 38 µekv L⁻¹. Dette er de høyeste middelverdiene som er registrert for begge parameterne. Labilt Al var svært lav, 2 µg L⁻¹. TOC-nivået er også lavt, middel-TOC i 2002 var 0,8 mg C L⁻¹.

Nedbørmengden i Kårvatn i 2002 var 1295 mm, noe som er 96 % av normalen for perioden 1961-1990.

Årsvariasjoner i 2000-2002 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen er vist i **Figur 15**. Kårvatn viser "normale" variasjoner i vannkjemi i 2002, med tydelig påvirkning av snøsmelting. Variasjoner i vannkjemien domineres av snøsmeltingen. Kloridkonsentrasjonene er høyest i begynnelsen av snøsmeltingsperioden i mai, avtar ved fortykning utover sommeren og stiger igjen på senhøsten/vinteren. Dette mønsteret følges også av basekationene.

Sulfatkonsentrasjonene i avrenningen på Kårvatn er mye lavere enn ved Birkenes, Storgama og Langtjern, siden Kårvatn mottar lave tilførsler av langtransporterte forurensninger. I likhet med forholdene i 2000 var sulfatkonsentrasjonene på slutten av 2002 uvanlig høye (opptil 21 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ikke-marin sulfat), trolig grunnet lite nedbør. Den midlere vannføringsveide årsmiddelkonsentrasjon var imidlertid bare 7 $\mu\text{ekv L}^{-1}$, noe som må ansees å være en tilnærmet naturlig bakgrunnskonsentrasjon for ikke-marin sulfat. Konsentrasjon av basekationer var også høye på slutten av året, slik at både pH og ANC nådde årets høyeste verdiene i desember, selv om sulfatverdiene var høye.

pH i Kårvatn er høy i forhold til de andre feltforskningsstasjonene. Alle ukentlige observasjoner i 2002 varierte mellom 5,8 og 6,7. Også konsentrasjonene av labilt aluminium er lave, 0 - 6 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Den årlige nedbørmengden i Kårvatn-feltet er høy slik at konsentrasjoner av forvitningsprodukter som Ca + Mg er relativt lave (fordi de fortynnes i de store vannmengdene). Kalsium- og magnesiumkonsentrasjonene er høyest om vinteren ved lav avrenning. Under vårsmeltingen tilføres ionefattig smeltevann fra snø, og konsentrasjonene av forvitningskomponentene synker markert. Kårvatn-feltet har en betydelig alkalitet som samvarierer med ikke-marin Ca+Mg, hvilket er rimelig da begge komponentene produseres ved forvitring.

Nitrat viser lave konsentrasjoner med det samme mønsteret som de andre feltene, med lave verdier i vekstsesongen (< 10 $\mu\text{g N L}^{-1}$) og høyere verdier om vinteren (maks 77 $\mu\text{g N L}^{-1}$ i 2002).

Dalelva (Finnmark)

Dalelva i Finnmark ligger ved Jarfjorden nær grensen til Russland. Feltet er dominert av lynghei og fjellbjørk med litt skog i nederste del. Området er nedbørfattig, og avrenningsmønsteret er preget av snøsmeltingsperioden om våren. Dalelva har vært med i overvåkingsprogrammet siden 1988, og hovedhensikten med dette feltet er å overvåke effekter av utslipp fra industrien på Kola.

Årsnedbøren ved den nærliggende bakgrunnstasjonen Karpbukt var 839 mm i 2002. Dette er hele 168 % av normalen og dermed klart høyere enn i 2000 og 2001 (hhv. 102 og 123 % av normalen). Samlet avrenning ved utløpet av Dalelva i 2002 var 471 mm.

Forurensningsbelastningen i Dalelva har vært preget av relativt store år-til-år variasjoner på 1990-tallet. Hovedtendensen har likevel vært en viss nedgang i svoveldeposisjonen og en relativt stabil nitrogendeposisjon. NILUs stasjon Svanvik er nærmeste stasjon hvor både våt og tørravsetning rapporteres. Her er den årlige totalavsetningen (våt + tørr) av svovel relativt høy (0,5-1,2 g S m^{-2}), mens nitrogendeposisjonen er nokså lav (0,2-0,3 g N m^{-2}). I motsetning til i Sør-Norge, kommer hovedandelen av totaldeposisjonen i Øst-Finnmark i form av tørravsetninger.

Årsvariasjoner i 2000-2002 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen er vist i **Figur 16**. pH i Dalelva ligger hovedsakelig i intervallet 5,5-6,5 (veid middel-pH i 2002 var 5,9), med generelt lave konsentrasjoner av labilt Al (<5 $\mu\text{g L}^{-1}$) og relativt høy ANC (veid middel i 2002; 65 $\mu\text{ekv L}^{-1}$). De sureste periodene inntreffer vanligvis i forbindelse med vårsmeltingen, men det er sjelden at konsentrasjoene av labilt Al overstiger 10 $\mu\text{g L}^{-1}$. Laveste pH i 2002 (5,5) ble målt den 29. april, få dager før vårflorens maksimum. Det var ingen markert økning i konsentrasjonen av sjøsalter, sulfat

eller labilt Al i forbindelse med flommen, men som tidligere ble det registrert en markert økning i TOC. Det er tidligere vist at sjøsaltepisoder er en viktigere faktor for utløsning av uorganisk aluminium i Dalelva enn surstøtet som vanligvis inntreffer i forbindelse med vårflommen (hovedsakelig pga. fortykning av basekationer). Eksempelvis førte en sjøsaltepisode i mai 2000 til at labilt Al økte til $37 \mu\text{g L}^{-1}$, mens pH-fallet var moderat (5,95) grunnet høye konsentrasjoner av basekationer.

Basekation-konsentrasjonene i Dalelva er forholdsvis høye, noe som gjenspeiler relativ høy forvittringshastighet i jordsmonnet. Avrenningen har høye konsentrasjoner av sulfat ($60\text{-}90 \mu\text{ekv L}^{-1}$), som hovedsakelig stammer fra SO_2 -utslipp til luft fra smelteverkene i Nikkel i Russland. Nitratkonsentrasjonene er generelt lave, med verdier omkring deteksjonsgrensen ($1 \mu\text{g N L}^{-1}$) i vekstsesongen og topper opp mot $70\text{-}100 \mu\text{g N L}^{-1}$ rett før snøsmelting (Kaste og Skjelkvåle 2002). TOC-nivået i elva er moderat, med en midlere konsentrasjon i 2002 på $3,7 \text{ mg C L}^{-1}$. De høyeste TOC-verdiene blir oftest registrert i begynnelsen av snøsmeltingen.

Avrenningsmønsteret og endringene i vannkjemi gjennom året viser stort sett samme mønster fra år til år. Årsaken til dette er stabile kalde vintre med permanent snødekke og veldefinert vårsmeltingsperiode. Sammenhengen mellom klimafaktorer, flomdynamikk og nitrogenavrenning i Dalelva 1990-2000 er vurdert av Kaste og Skjelkvåle (2002).

Svartetjern (Hordaland)

Feltforskningsstasjonen Svartetjern i Matre i Nord-Hordaland, ble etablert i juli 1994. Feltet er valgt ut fordi det har en svært "tynn" vannkvalitet (lavt innhold av oppløste ioner), og det er derfor svært følsomt for endringer i tilførsler. Området mottar store nedbørmengder, normalen for DNMI's stasjon ved Modalen, ca. 15 km øst for feltet, er 3164 mm. Feltet ligger i et område som er sterkt sjøsaltpåvirket, og pga. det ionefattige vannet responderer feltet raskt og tydelig på sjøsaltepisoder. Området får middels store avsetninger av langtransporterte forurensninger; årlig avsetning (våt) av sulfat ligger mellom $0,6\text{-}0,8 \text{ g S m}^{-2}$, mens sum nitrat + ammonium ligger mellom $1,1\text{-}1,4 \text{ g N m}^{-2}$.

Svartetjern kan karakteriseres som moderat forsuret. Årlig middel-pH i 2002 var 5,2, ANC $8 \mu\text{ekv L}^{-1}$ og labilt Al $35 \mu\text{g L}^{-1}$. TOC-nivået er moderat, middel TOC i 2002 var $2,9 \text{ mg C L}^{-1}$. På tross av relativt store tilførsler av S og N er konsentrasjonen av sulfat i avrenningsvannet lavt i forhold til Langtjern og Storgama pga. de store nedbørmengdene som gir store flukser av vann som fortykker konsentrasjonene. Ikke-marin sulfat i Svartetjern var i 2002 $14 \mu\text{ekv L}^{-1}$, mens den i Storgama og Langtjern var 21 og $22 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Årsvariasjoner i 2002 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen er vist i **Figur 17**.

Nedbørmengden i 2002 var 2644 mm, hvilket er lavere enn normalen (79 %) ved DNMI's stasjon på Modalen (Haukeland).

Midlere konsentrasjon av klorid i avrenningen var høyere i 2002 enn i 2001 (hhv 119 og $92 \mu\text{eq L}^{-1}$). Det var en markert sjøsaltepisode i mars, da ikke-marin natrium viste negative verdier ned til $-31 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Dette medførte at maksimumsverdien av labilt aluminium ble $81 \mu\text{g L}^{-1}$ og minimumsverdiene for pH og ANC var hhv. 4,8 og $-22 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Det var liten endring i årsmiddelverdiene fra 2001 til 2002.

Nitratkonsentrasjonene våren 2002 viste maksimalverdier rundt $80 \mu\text{g N L}^{-1}$, noe som er litt lavere enn i 2001. Bortsett fra en kortvarig topp i juni fulgte elva det vanlige årsmønsteret, med lave nitratverdier om sommeren og en økning på senhøsten.

Øygardsbekken (Rogaland)

Øygardsbekken ligger i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland. Feltet ble opprettet i 1993 i forbindelse med prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord" (Henriksen and Hessen 1997) og har siden 1996 inngått i overvåkingsprogrammet. Øygardsbekken er typisk for heiområdene på Sør-Vestlandet: vintrene er

milde uten permanent snødekke, og avrenningsmønsteret viser perioder med snøsmelting gjennom hele vinteren. Nedbørmengden er høy (normalen er på 2140 mm år⁻¹), og feltet mottar betydelige mengder sur nedbør. Årlig avsetning av svovel og nitrogen (våt+tørr) i feltet er estimert av NILU til hhv. 1,0-1,3 g S m⁻² og 1,4-2,0 g N m⁻² for perioden 1993-1995 (Tørseth og Semb 1997).

Nærmeste og mest representative bakgrunnsstasjon med kontinuerlig tidsserie for våt- og tørravsetning er Skreådalen i Sirdal, Vest Agder. Stasjonen ligger ca. 40 km nordøst for Øygardsbekken.

Årsmiddelnedbør på denne stasjonen i 2002 var 1996 mm, eller 92 % av normalen. Til sammenligning var nedbørmengdene i 2000 og 2001 hhv. 137 og 87 % i forhold til normal årsnedbør.

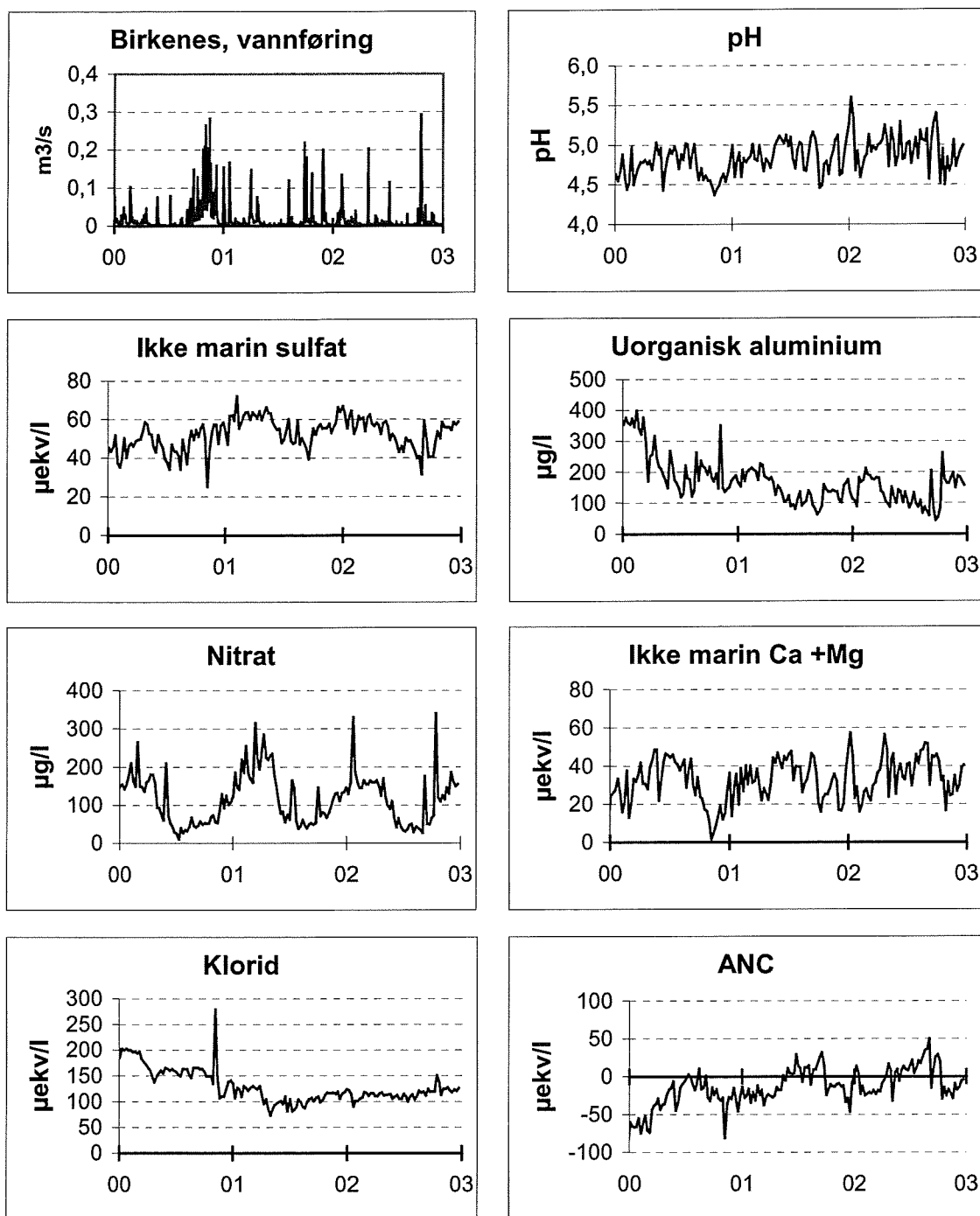
Årsvannføringen ved utløpet av Øygardsbekken var 1787 mm i 2002. Det har vært en klar nedgang i svoveldeposisjonen ved Skreådalen siden 1990, mens nitrogendeposisjonen har holdt seg relativt konstant. I 2002 var avsetningen av svovel og nitrogen (våt+tørr) hhv. 0,5 g S m⁻² og 1,4 g N m⁻².

Øygardsbekken kan karakteriseres som moderat til betydelig forsuret. Middel-pH er høyere enn i Birkenes og Storgama, men feltet har lavere ANC og høyere konsentrasjoner av labilt Al enn Svartetjern. Veid middel-pH i 2002 var 5,2, ANC -3 µekv L⁻¹, labilt Al 65 µg L⁻¹. TOC-nivået er lavt, og veid middel i 2002 var 1,3 mg C L⁻¹. Øygardsbekken har høyest nitratkonsentrasjon av feltforskningsområdene, med et veid middel på 179 µg N L⁻¹ i 2002. Årsaken er høy N-deposisjon, kombinert med lav N-retensjonskapasitet i nedbørfeltet pga. mye nedbør (rask vanntransport) og sparsomt jordsmonn- og vegetasjonsdekke.

Årsvariasjoner i 2002 for et utvalg av kjemiske parametre samt avrenningen er vist i **Figur 18**. I januar 2000 hadde avrenningen høye kloridkonsentrasjoner, store negative verdier for ikke-marin natrium og høye verdier av labilt aluminium. I 2001 var det ingen markerte sjøsaltepisoder, men vinteren 2002 ble det igjen registrert en mindre sjøsaltepisode med forhøyede kloridkonsentrasjoner (280 µekv L⁻¹) og negative verdier for ikke-marin natrium. Episoden gav et noe mindre pH-dropp enn i januar 2000 (pH-minimum 4,95), men konsentrasjonen av labilt Al steg likevel til 154 µg L⁻¹. Det er stor variasjon i forsuringparametrene gjennom året. Sommeren 2002 steg pH til 5,9, mens labilt Al sank til under 10 µg L⁻¹ i august måned.

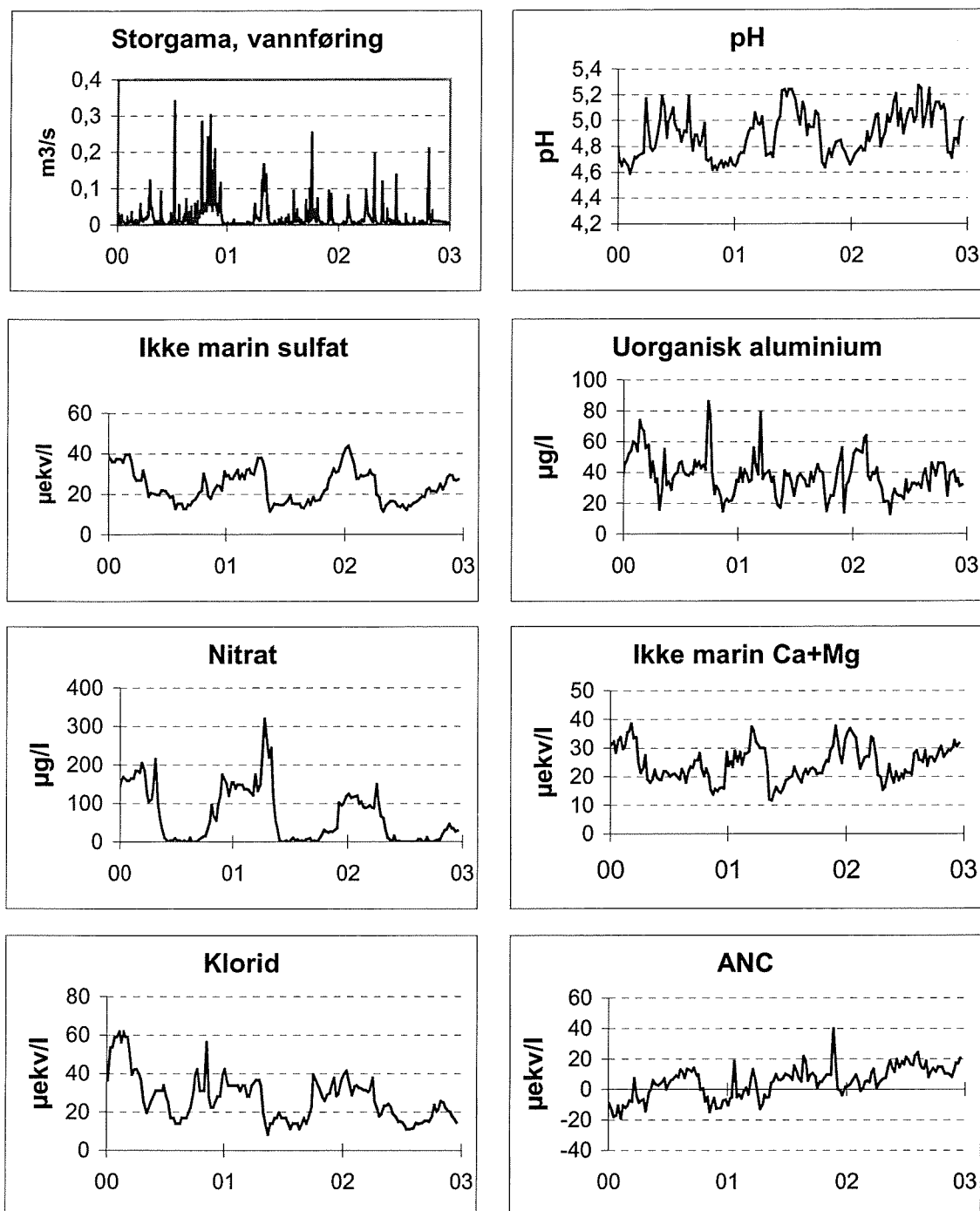
Nitratnivået er spesielt høyt om vinteren, og den laveste konsentrasjonen i 2002 (62 µg N L⁻¹) ble registrert i juli. De midlere nitratkonsentrasjonene i 2001 og 2002 (179 µekv L⁻¹) er de høyeste som er målt siden overvåkingen startet. Basert på nitrogenbudsjetter for perioden 1993-1995 er det beregnet en midlere retensjon av total N (NO₃+NH₄) på 72 % (Kaste et al. 1997). Nitratet som lekket ut bidro til anslagsvis 20-30 % av forsuringen i Øygardsbekken på denne tiden. Denne prosentandelen har økt i de senere år, som følge av reduserte konsentrasjoner av ikke-marin sulfat og opprettholdte nivåer av nitrat i bekken. Sammenhengen mellom klimafaktorer, flodynamikk og nitrogenavrenning i Øygardsbekken 1990-2000 er vurdert av Kaste og Skjelkvåle (2002).

Birkenes 2000 - 2002



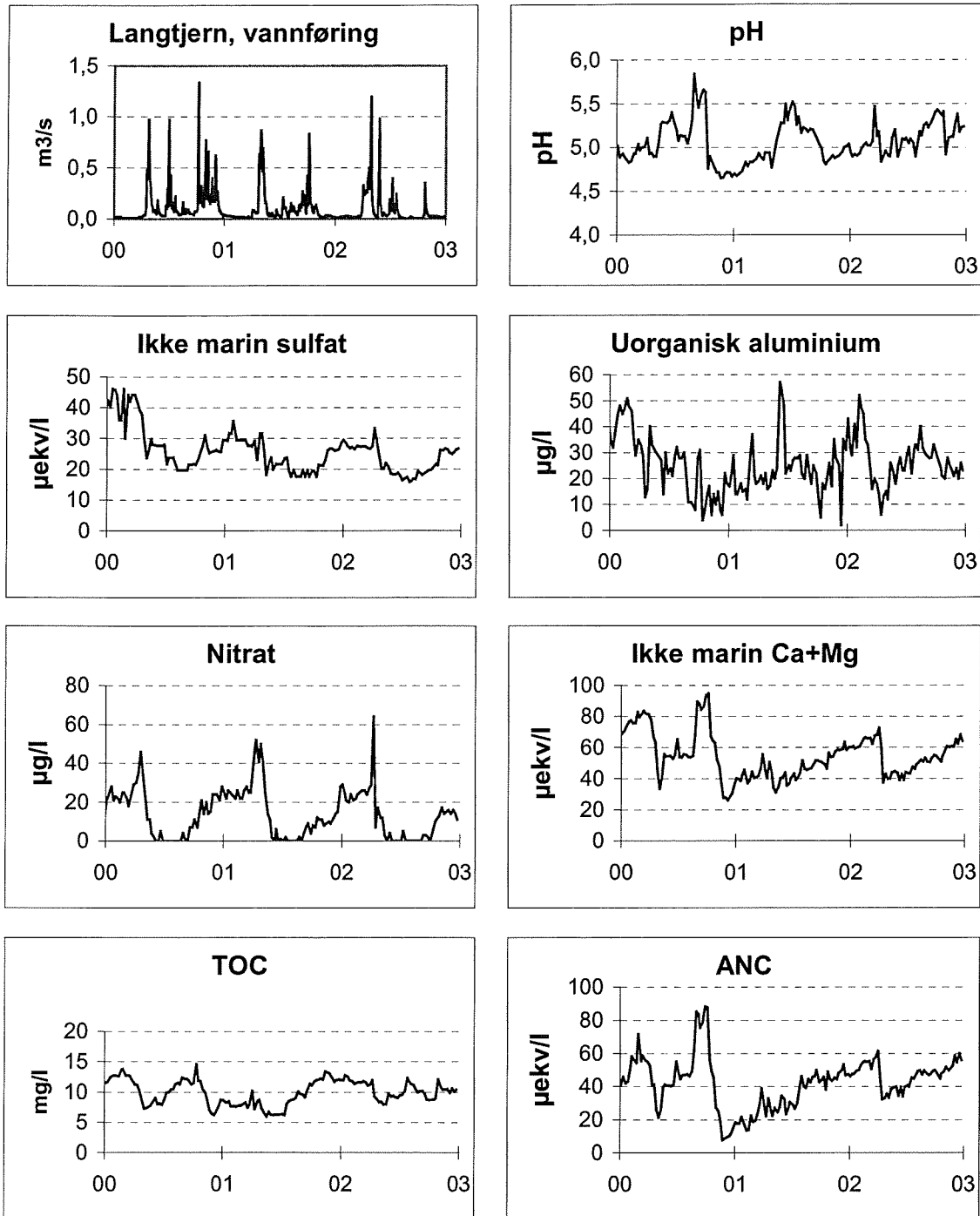
Figur 11. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Birkenes 2000 - 2002.

Storgama 2000 - 2002



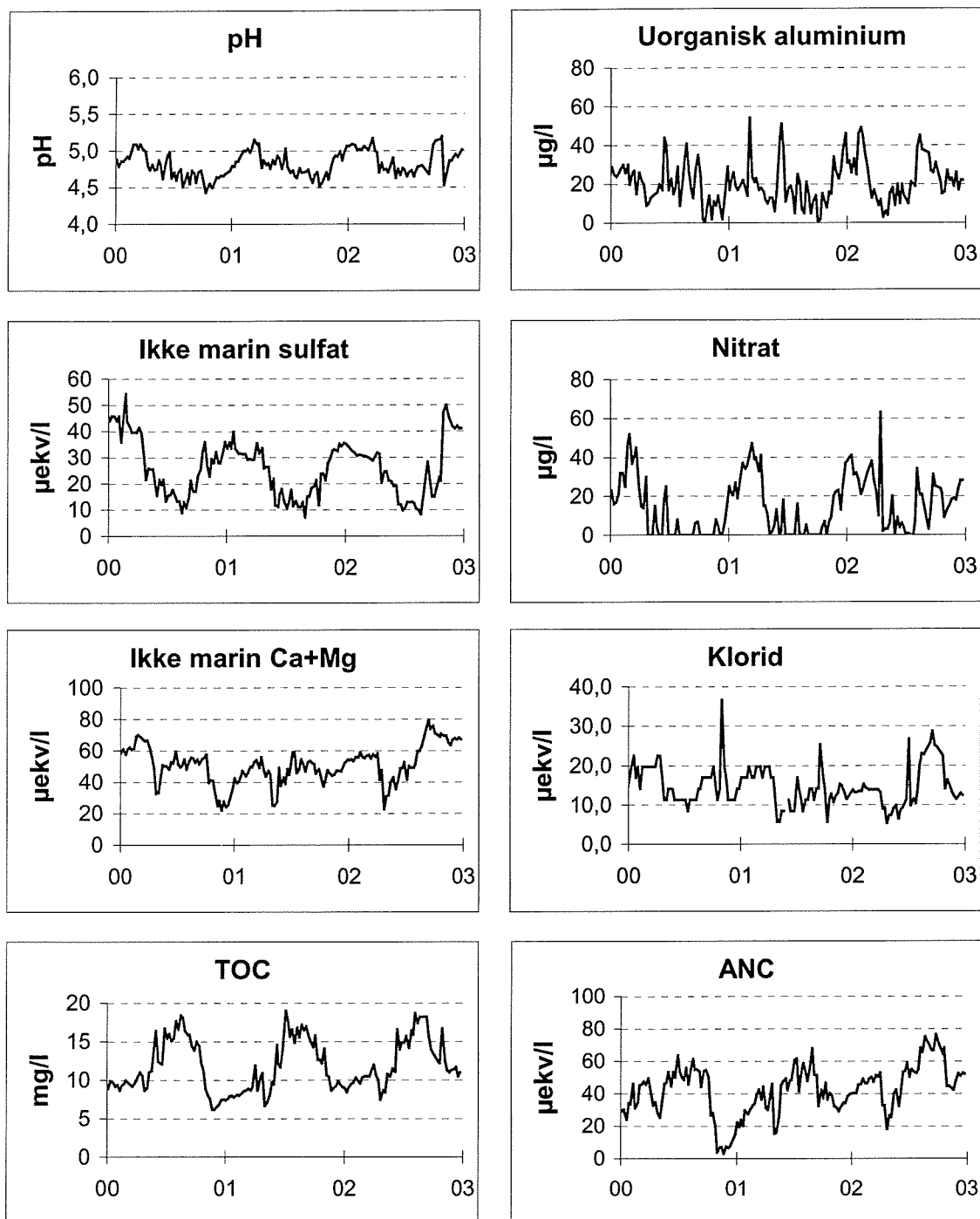
Figur 12. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Storgama 2000 - 2002.

Langtjern utløp 2000 - 2002



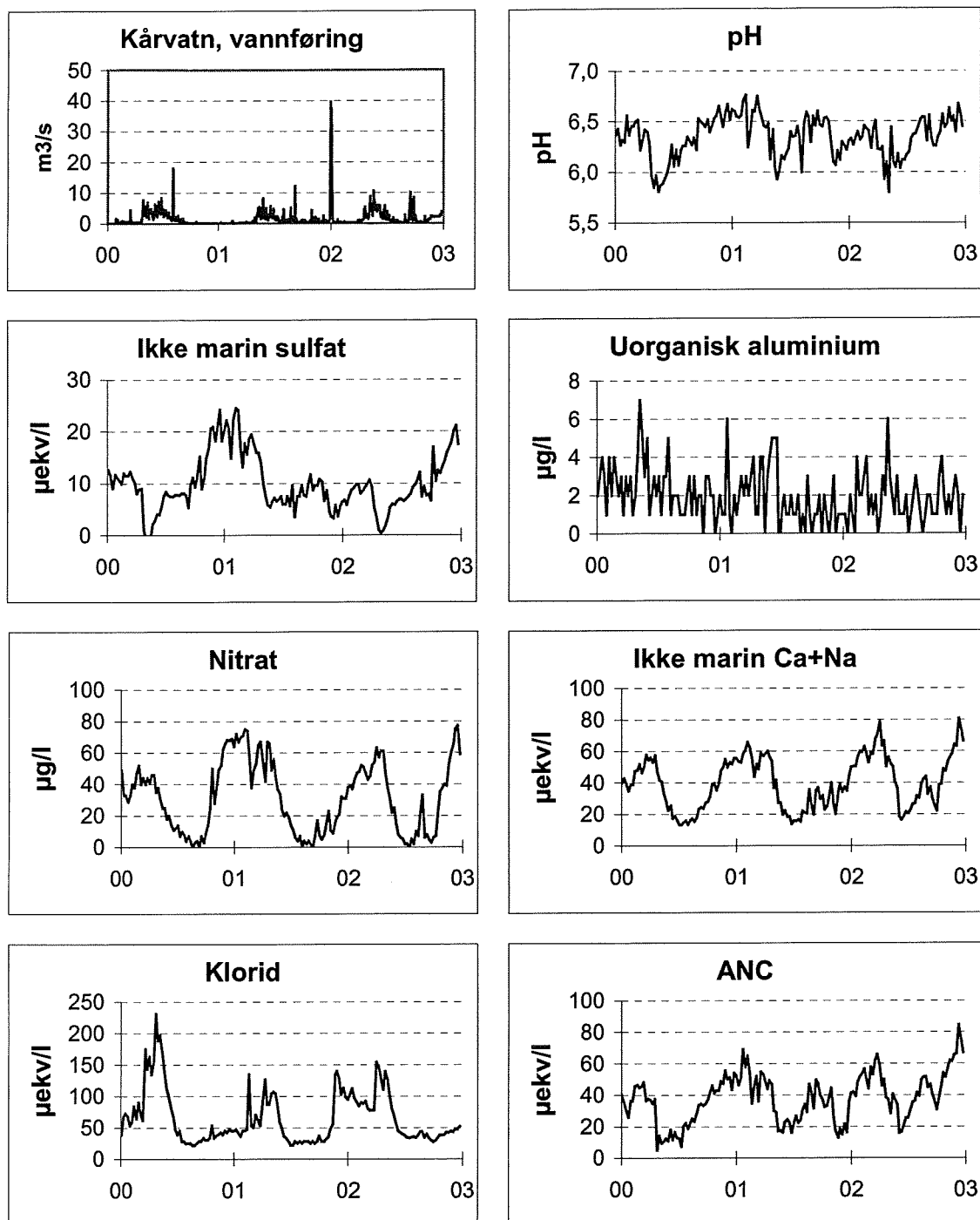
Figur 13. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Langtjern, utløp, 2000 - 2002.

Langtjern innløp



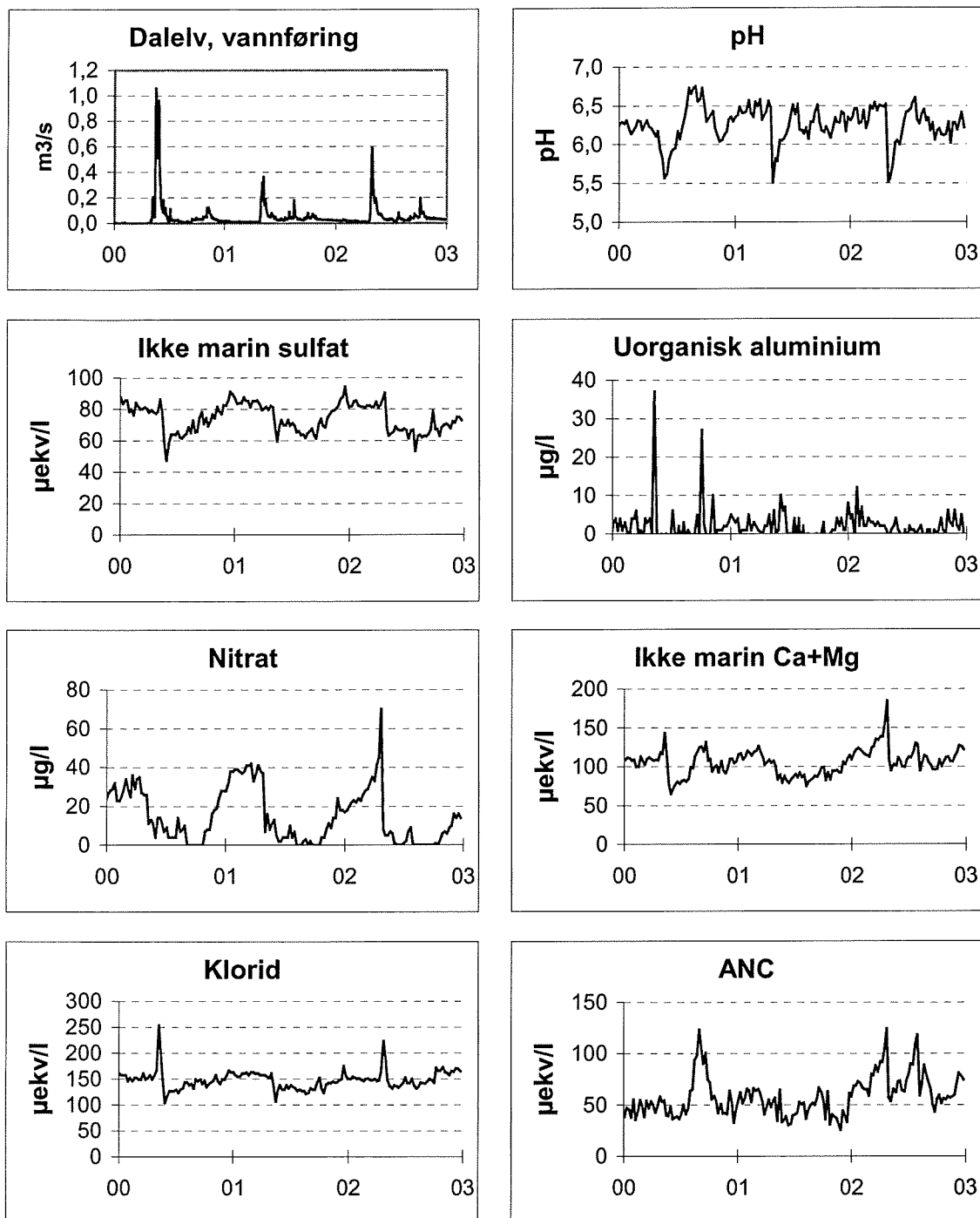
Figur 14. Variasjon i konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Langtjern, innløp, 2000 - 2002. (Avrenning måles ikke i innløpet til Langtjern, kun i utløpet).

Kårvatn 2000 - 2002



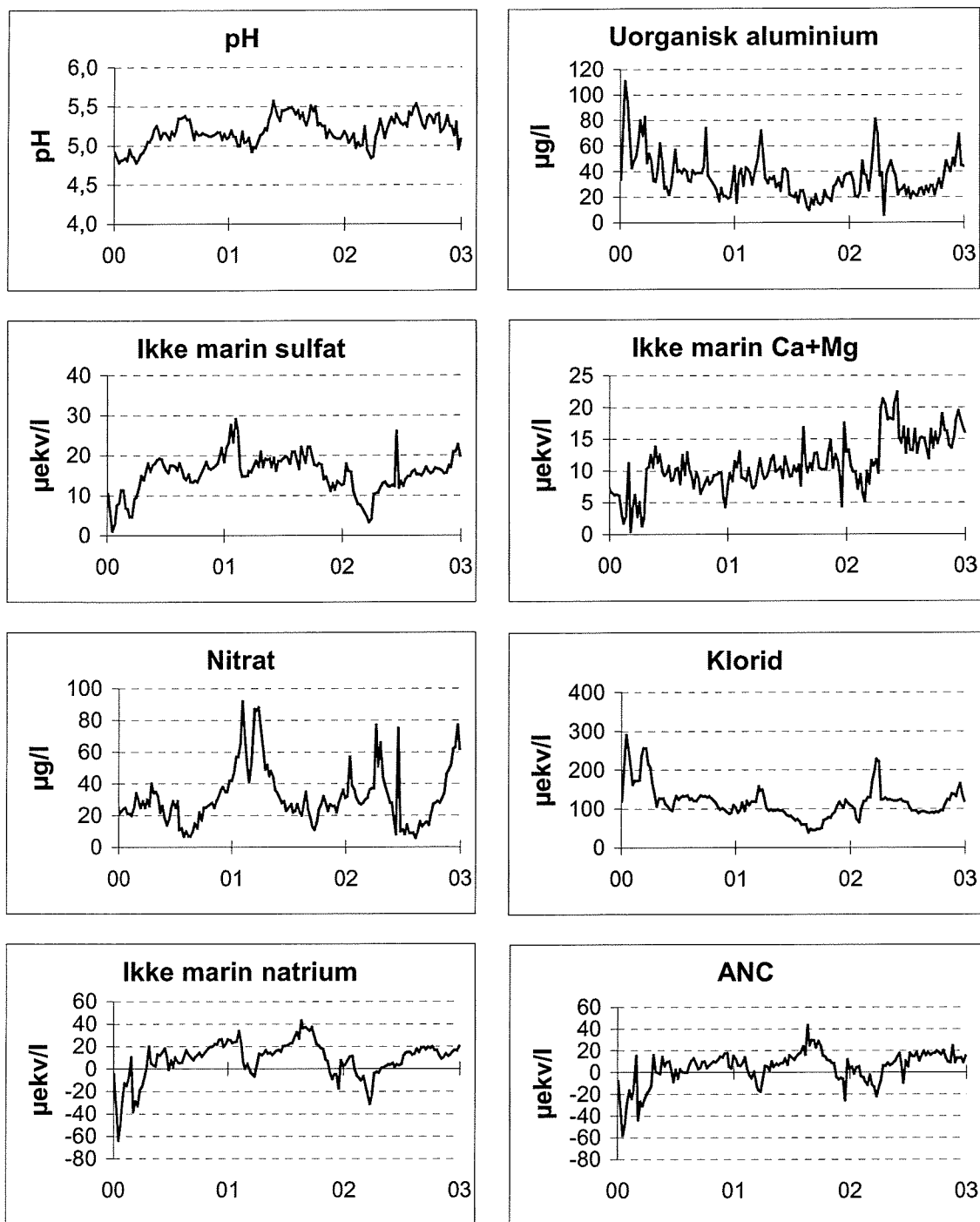
Figur 15. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Kårvatn 2000 - 2002.

Dalelv 2000 - 2002



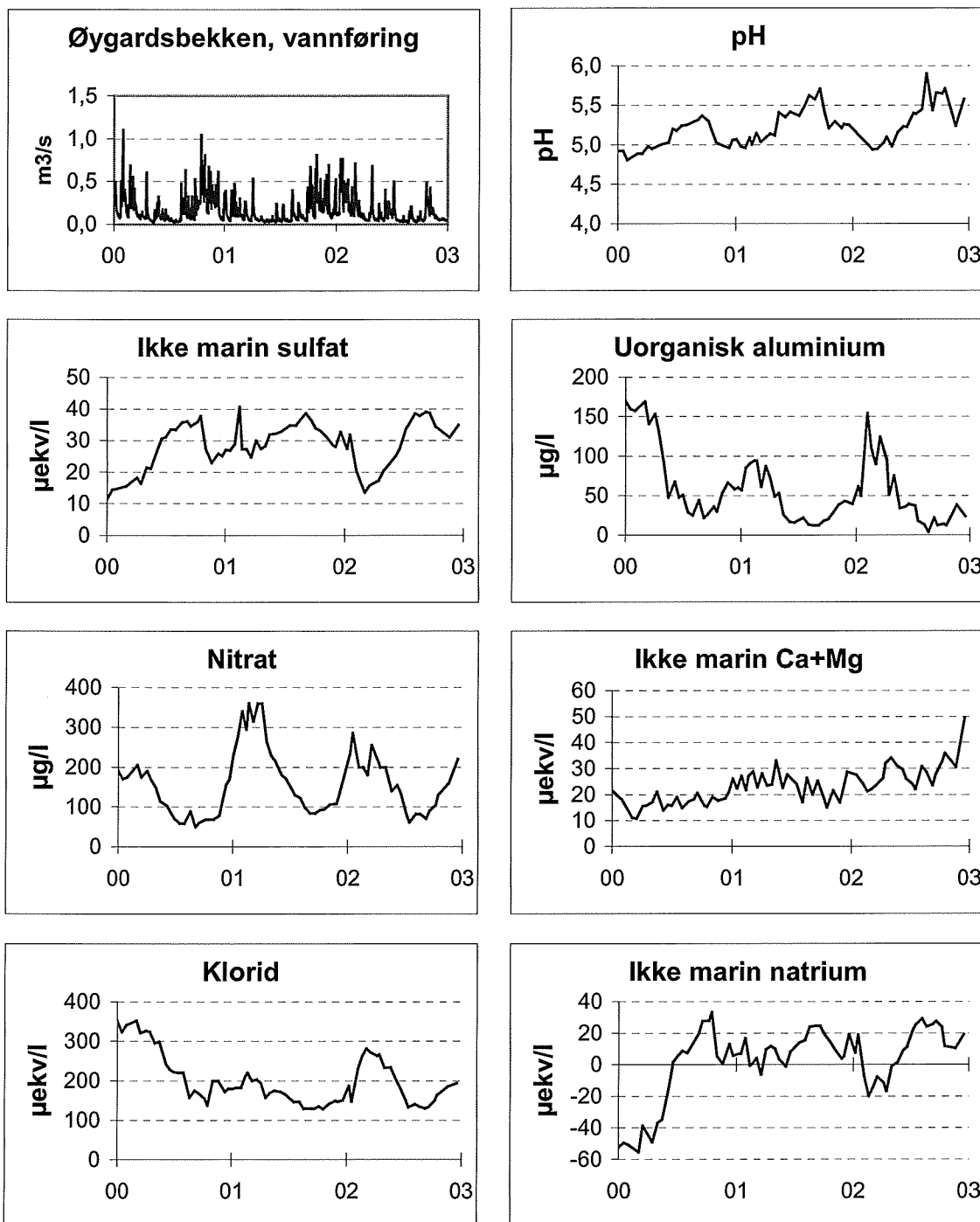
Figur 16. Variasjoner i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Dalelva 2000 - 2002.

Svartetjern 2000 - 2002



Figur 17. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Svartetjern 2000 - 2002.

Øygardsbekken 2000 -2002



Figur 18. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for en del forskjellige kjemiske parametre i Øygardsbekken 2000 - 2002.

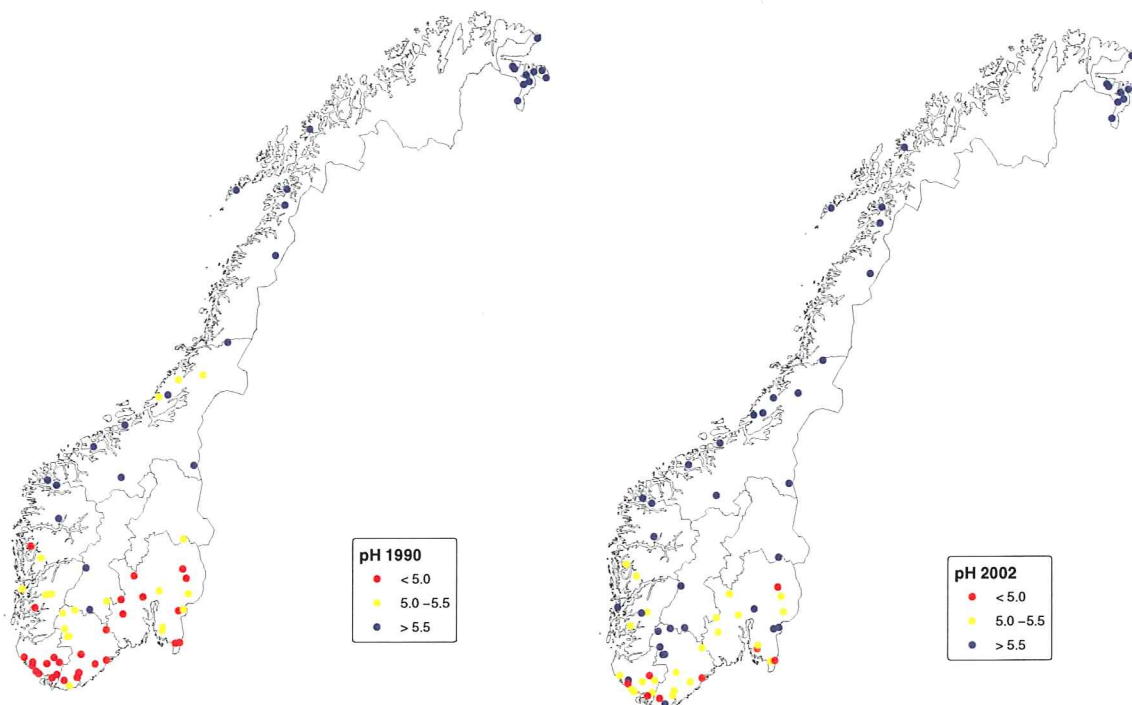
3.3. Trender i vannkjemi

Reduserte tilførsler av svovel gjennom luft og nedbør har hatt en markert innvirkning på konsentrasjonene av ikke-marin sulfat i vann og vassdrag (**Tabell 6**). Nedgangen i sulfat varierer fra 26 % for innsjøer i region X (Øst-Finnmark) til 56 % for innsjøer i region II (Østlandet-Sør) for perioden 1986-2002, mens enkeltlokaliteter i Sør-Norge viser reduksjoner på opp mot 70 % for perioden 1980-2002. Det har ikke vært noen systematiske endringer i deponisjon av nitrat og ammonium i Norge siden målingene av disse komponentene startet i 1974. Noen få stasjoner viser imidlertid signifikant nedgang (Birkenes, Brekkebygda og Løken). Det er en tendens til nedgang i avrenningen i nitrat fra 1980-200 i flere av regionene. De høyeste konsentrasjonene av nitrat i avrenningen måles i de områdene av Norge der nitrogen deponisjonen er høyest (region V Sørlandet-Vest).

Den markerte nedgangen i sulfat har hatt en tydelig innvirkning på vannkjemien i alle lokalitetene innen overvåkingsprogrammet. pH (**Figur 19**), ANC og alkalitet viser en klar økning gjennom 90-tallet. Trender for perioden fra 1986 til 2002 for de ulike regionene er framstilt i **Figur 20- Figur 28**. Hvert punkt på kurvene representerer gjennomsnitt av et antall innsjøer (**Tabell 6**). Det er de samme lokalitetene som har inngått i programmet hvert år siden 1986.

Gjennomgangen av den kjemiske utviklingen i hver region er basert på resultater fra både innsjøer med lang tidsserie (1986-2002) og kort tidsserie (1995-2002), feltforskningsstasjoner og elver. I beskrivelsene er kjemien fra innsjøer med lang serie valgt for å illustrere utviklingen.

Resultater fra overvåkingen av innsjøer er publisert bl.a i Skjelkvåle et al. 2001 a, b og c.



Figur 19. pH i overvåkingsinnsjøene i 1990 og 2002. Figuren illustrerer tydelig forbedringen i forsurenings situasjonen.

Tabell 6. Endring i ikke-marin sulfat pr. år i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ for perioden 1980 til 2002 for elver og feltforskningsstasjoner, og for perioden 1986 til 2002 for innsjøene. Tallene er basert på lineær regresjon.

Innsjøer

Region	Antall innsjøer	1986 SO ₄ * $\mu\text{ekv L}^{-1}$	2002 SO ₄ * $\mu\text{ekv L}^{-1}$	% endring fra 1986-2002
I. Østlandet - Nord	1	57	31	45
II. Østlandet - Sør	15	98	43	56
III. Fjellregion - Sør-Norge	4	35	15	55
IV. Sørlandet - Øst	12	64	29	54
V. Sørlandet - Vest	10	63	30	52
VI. Vestlandet - Sør	3	34	15	55
VII. Vestlandet - Nord	4	19	10	46
VIII. Midt-Norge	10	18	11	39
IX. Nord-Norge	5	19	11	45
X. Øst-Finnmark	11	73	54	26

Kalka elver

Region	1980 SO ₄ * $\mu\text{ekv L}^{-1}$	2002 SO ₄ * $\mu\text{ekv L}^{-1}$	% endring fra 1980-2002	
Gjerstadelva	IV	113	53	53
Nideleva	IV	83	42	49
Tovdalselva	IV	87	39	56
Mandalselva	IV	64	25	60
Lygna	IV	73	33	55
Årdalselva	VI	32	16	50
Bjerkreimselva	V	51	29	44
Ekso	VII	32	16	50

Elver som ikke er kalket

Region	1980 SO ₄ * $\mu\text{ekv L}^{-1}$	2002 SO ₄ * $\mu\text{ekv L}^{-1}$	% endring fra 1980-2002	
Dirdalselva	V	41	21	49
Vikedalselva	VI	42	24	41
Nausta	VII	23	12	47
Trodøla /Nausta	VII	24	11	48
Modalselva	VII	25	13	50
Sæta i Gaular	VII	25	13	48
Øyensåa	VIII	21	5	78
Aurdøla	I	62	34	37

Feltforskningsstasjoner

Langtjern	II	75	28	63
Storgama	II	80	25	68
Birkenes	IV	139	56	59
Kårvatn	VIII	12	7	47

3.3.1. Regionale innsjøer

Østlandet – Nord (Region I)

Regionen Østlandet-Nord strekker seg fra skogkledde områder i sør til trebare og alpine områder i nord. Forurensningsbelastningen er lav, likevel ser vi en stabil nedgang i sulfat fra år til år, samtidig med en klar bedring i vannkvalitet mhp forsuring. Gjennomsnittsverdien for pH var under 5,5 fram til 1994. Fra 1994 til 2001 har gjennomsnittlig pH vært over 5,5 med unntak av høsten 2000 som var sterkt preget av flom. ANC, som er et mål på vannets syrenøytraliserende effekt, har relativt høye verdier i denne regionen. Fram til 1992 var gjennomsnitt ANC under $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Siden 1998 har verdien vært over $30 \mu\text{ekv L}^{-1}$, og i 2002 finner vi den høyest registrerte gjennomsnittsverdien så langt ($50 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Gjennomsnittsverdien av labilt Al (den formen som er antatt giftig for fisk) var i perioden frem til 1990 opp til $37 \mu\text{g L}^{-1}$, men har siden 1991 vært under $10 \mu\text{g L}^{-1}$. Hverken nitrat eller TOC viser systematiske endringer i måleperioden.

Østlandet - Sør (Region II)

Region Østlandet-Sør er skogdekket og har det høyeste nivået av organisk karbon (TOC) av alle regionene. Flere av sjøene har TOC fra 15 til 20 mg C L^{-1} . I denne regionen finner vi også det høyeste sulfatnivået. Dette skyldes en kombinasjon av høy belastning og relativt lite nedbør og lange oppholdstider i sjøene. Innsjøene i denne regionen har vist en kraftig forbedring i forsuringssituasjonen gjennom overvåkingsperioden. Sulfat er redusert med gjennomsnittlig 56 % fra 1986 til 2002 i de 15 sjøene som representerer denne regionen. Gjennomsnittsverdien for pH var under 5,0 fram til 1993, og fra 1994 til 2001 har pH vært høyere enn 5,0, med unntak av høsten 2000 (pH 4,87) som var preget av flom. ANC er relativt høy i denne regionen. Fra 1986 til 1991 var ANC ca. $0 \mu\text{ekv L}^{-1}$, i perioden 1992-1997 $15\text{-}20 \mu\text{ekv L}^{-1}$, mens i de tre siste årene har ANC vært over $25 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Målingene i 2002 ($40 \mu\text{ekv L}^{-1}$) er den høyeste så langt i overvåkingen. Innsjøene som representerer denne regionen, hadde ikke alkalitet fram til 1990. Siden da har bikarbonatsystemet sakte bygget seg opp, og alkaliteten var i 1999 på $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Høsten 2000 ble det igjen registrert veldig lav alkalitet, mest sannsynlig som en følge av flommen. Gjennomsnittsverdien av labilt Al var i perioden fram til 1994 på $> 100 \mu\text{g L}^{-1}$, men har siden avtatt markert, og i 2001 finner vi den laveste registreringen av labilt Al så langt i overvåkingen på $49 \mu\text{g L}^{-1}$. Det er trendens til nedgang i nitrat, gjennomsnittet for de seks siste årene ($< 58 \mu\text{g N L}^{-1}$) er lavere enn alle de foregående årene. TOC har vist en jevn økning gjennom hele 90-tallet fra $4,1 \text{ mg C L}^{-1}$ i 1991 til $9,7 \text{ mg C L}^{-1}$ i 2001 mens 2002 igjen viser en liten nedgang.

Fjellregion - Sør-Norge (Region III)

Alle lokalitetene i fjellregionen i Sør-Norge ligger over tregrensa og regionen er dominert av fjellområder med skrin jord og lite vegetasjon. Dette reflekteres blant annet i lave nivåer av TOC i innsjøene ($< 1 \text{ mg C L}^{-1}$). Forurensningsbelastningen er relativt lav, og sulfatnivået i innsjøene er i dag på nivå med det en finner i de minst belastede regionene i Norge. Likevel finner vi også her en markert nedgang i sulfat med det laveste registrerte gjennomsnittsnivået i 2002 for de tre sjøene som representerer denne regionen. Innsjøene i denne regionen har generelt lavt innhold av basekationer (Ca $< 0,5 \text{ mg L}^{-1}$). ANC har vist en jevn økning i hele perioden fra $< 10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ fram til 1995 og $> 20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ siden 2000. ANC vil sannsynligvis aldri bli særlig høy i dette området pga. det generelt ionefattige vannet. Labilt Al viser en kraftig nedgang; fra et gjennomsnittsnivå på $> 35 \mu\text{g L}^{-1}$ i perioden 1986 - 1990 til konsentrasjoner $< 15 \mu\text{g L}^{-1}$ etter 1997. Siden 1996 har konsentrasjonene av nitrat avtatt hvert år, og gjennomsnittlige nitratkonsentrasjoner for 2002 er de laveste som er registrert så langt.

Sørlandet – Øst (Region IV)

Regionen Sørlandet-Øst strekker seg fra kysten, gjennom skogbeltet til heiområdene. Forurensningsbelastningen er høy og sulfat-nivået i innsjøene i denne regionen er høyt. Det er bare region II som har høyere sulfatnivå. Nedgangen i sulfat i innsjøene i denne regionen har vært 54 % fra

1986-2002 for de 12 innsjøene som representerer denne regionen, og konenstrasjonen i 2002 er det laveste som er registrert. Regionen må karakteriseres som sterkt forsuret, men det er klare tegn til bedring. Gjennomsnittlig pH har vært < 5 fram til 1996 og > 5 fra 1997, med unntak av høsten 2000 (pH 4,97) som var preget av flom. ANC har vært sterkt negativ med konsentrasjoner $< -20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ fram til 1994. Siden 1998 har gjennomsnittsnivået vært $> 0 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Tilsvarende gjelder for alkaliteten som fram til 1993 var $0 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Fra 1994 til 2002 har alkaliteten økt gradvis til $4 \mu\text{ekv L}^{-1}$, med unntak av høsten 2000. Labilt Al har avtatt dramatisk fra nivåer $> 100 \mu\text{g L}^{-1}$ fra 1986-1995 ned til $42 \mu\text{g L}^{-1}$ i 2001. Det er en svakt avtagende trend i nitrat, konsentrasjonene fra 1998 til 2002 er lavere enn for perioden 1986-1997. TOC viser en klar tendens til økning fra et gjennomsnittlig konsentrasjonsnivå $< 2,7 \text{ mg C L}^{-1}$ fra 1986-1995 til $> 3 \text{ mg C L}^{-1}$ siden 1996. 2001 viser den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen så langt for denne regionen ($3,9 \text{ mg C L}^{-1}$), men i 2002 er gjennomsnittskonsentrasjonen igjen $3,1 \text{ mg C L}^{-1}$.

Sørlandet – Vest (Region V)

Regionen Sørlandet-Vest er dominert av heiområder med lite jordsmonn og lite vegetasjon. Denne regionen har den høyeste forureningsbelastningen. Det er også i denne regionen vi finner de mest forsurede innsjøene. De 10 innsjøene som representerer denne regionen, har i 2002 de laveste gjennomsnittlige verdiene for pH (5.04) og alkalitet ($1 \mu\text{ekv L}^{-1}$) og de høyeste gjennomsnittsverdiene av labilt Al ($73 \mu\text{g L}^{-1}$) av alle de ti regionene. Denne regionen har også den høyeste gjennomsnittlige nitrat-konsentrasjonen ($254 \mu\text{g N L}^{-1}$) som en konsekvens av høy N-deposisjon. Regionen må karakteriseres som betydelig forsuret, men situasjonen er også her i ferd med å bedres. På samme måte som i de andre regionene ser vi en kraftig nedgang i sulfat (52 %) fra 1986 til 2002, en økning i pH og ANC og nedgang i labilt Al. Nitrat viser ingen tydelig trend, men også i denne regionen finner vi de laveste nitrat-nivåene i de siste årene fra 1997 til 2002. TOC viser en økende trend fra 1993 - 2001, men nedgang i 2002.

Vestlandet – Sør (Region VI)

Regionen Vestlandet-Sør er preget av lite skog og mye åpne heiområder med til dels lite vegetasjon og skrint jordsmonn. Forureningsbelastningen er moderat. Nedbørmengdene er store (1500-3000 mm) og dette medfører fortykning av overflatevannet slik at ionestyrken er lav, med lave konsentrasjoner av basekationer (gjennomsnittlig $\text{Ca } 0,4 \text{ mg L}^{-1}$) og TOC (1 mg C L^{-1}). Sulfat-nivået i innsjøene i regionen er lavt og innsjøene er moderat forsuret. Nedgangen i sulfat i de tre innsjøene, som representerer denne regionen, er 55 % fra 1986 til 2002. Det har bare vært små endringer i sulfatkonsentrasjonen siden 1997. Den laveste gjennomsnittskonsentrasjonen så langt ble registrert i 2002 ($16 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Denne regionen viste for første gang i 1996 en gjennomsnittlig positiv ANC, men har variert en del fra år til år. I 2002 var gjennomsnittlig ANC $17 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Siden 1996 har pH vært $> 5,33$, og i 2002 var gjennomsnittlig pH 5,55, som er den høyeste verdien registrert så langt. Sammenfallende med dette viser labilt Al en nedadgående trend. Gjennomsnittsverdien de siste tre årene har vært $11-12 \mu\text{g L}^{-1}$. Nitratnivået er relativt høyt (gjennomsnittlig $105 \mu\text{g N L}^{-1}$ i 2002 på samme nivå som i 1986) av samme grunn som i regionen Vestlandet-Sør (høy N-deposisjon og lite kapasitet for retensjon). Det er ingen signifikante trender i nitrat, men nitrat-konsentrasjonene siden 1997 er lavere enn perioden 1986 til 1996. TOC viser ingen endringer i denne regionen.

Vestlandet – Nord (Region VII)

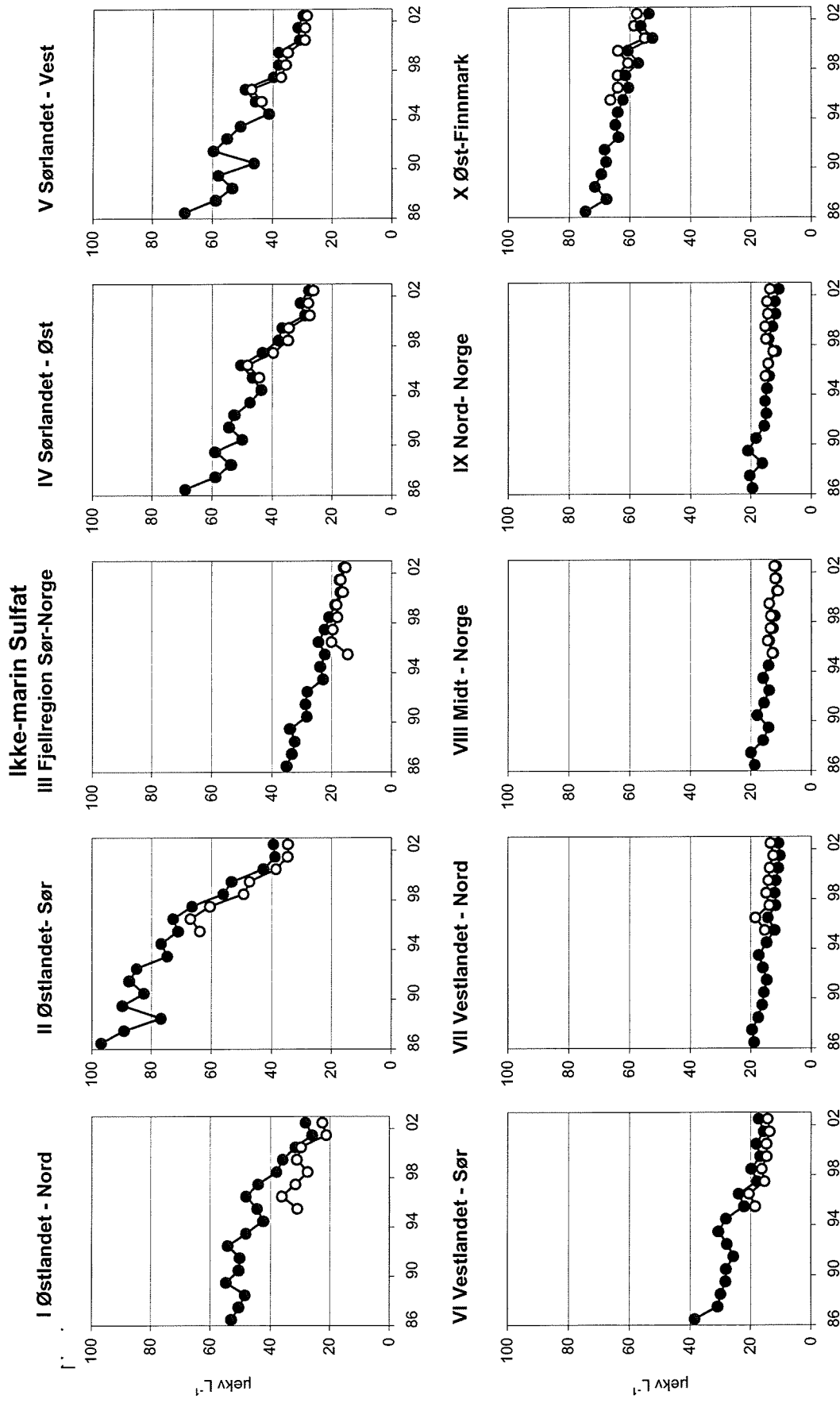
Region Vestlandet-Nord har mange likhetstrekk med Vestlandet-Sør, men forurenings-belastningen er lavere og nedbørmengdene større. Dette medfører at ionestyrken i innsjøene i denne regionen er den laveste av alle regionene (gjennomsnittlig $\text{Ca } 0,3 \text{ mg L}^{-1}$). Nedgangen i sulfat har vært markert i overvåkingsperioden (43 %, fra ca $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ til ca $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$), og dette har resultert i markerte endringer i forsurningsparametre. I regionen Vestlandet Nord har ANC økt fra ca -10 til $7 \mu\text{ekv L}^{-1}$, mens pH har økt fra 5,1 til 5,4 og labilt Al avtatt fra ca 30 til $15 \mu\text{g L}^{-1}$ i løpet av de siste 10 årene. Den største økningen i ANC har skjedd fra 2001 til 2002.

Midt-Norge (Region VIII) og Nord-Norge (Region IX)

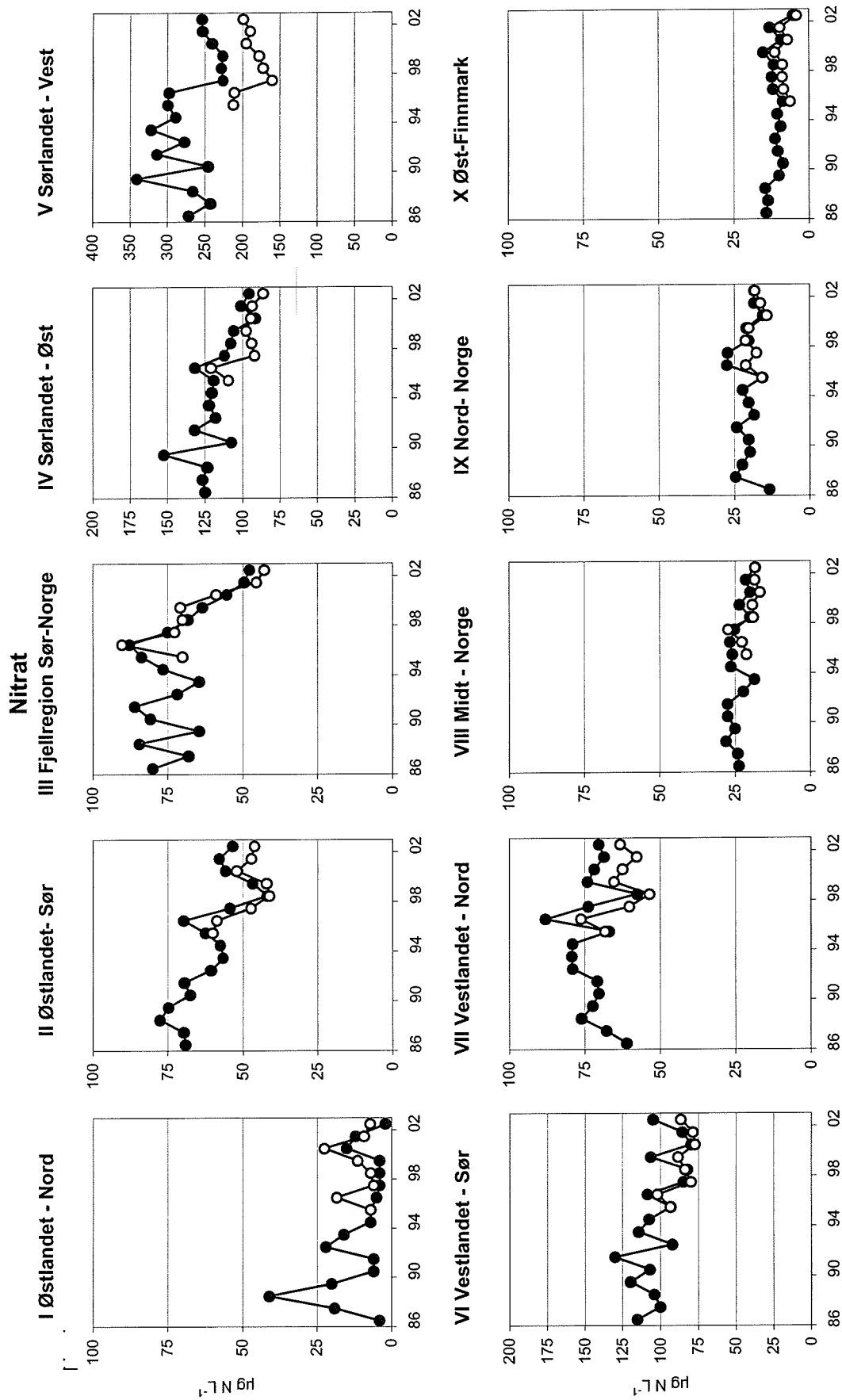
Disse to regionene spenner over store områder med svært variert natur fra vegetasjonsfattig kystlandskap til høyfjell og skogkledte innlandsområder. Forurensningsbelastningen er lav i hele området. Sulfat-nivået i innsjøene i disse regionene er nå 10-12 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og er laveste av alle regionene. Dette begynner å nærme seg antatt naturlig bakgrunnsnivå for ikke-marin sulfat. De 14 innsjøene, som representerer disse regionene, må likevel karakteriseres som svakt sure. ANC er lav (15-30 $\mu\text{ekv L}^{-1}$), og pH er ca 6. Selv i disse regionene med svært lav forurensningsbelastning, ser vi en nedgang i sulfat og økning i alkalitet, ANC og pH og nedgang i labilt Al. Begge regionene viser en kraftig økning i ANC og alkalitet fra 2001 til 2002.

Øst-Finnmark (Region X)

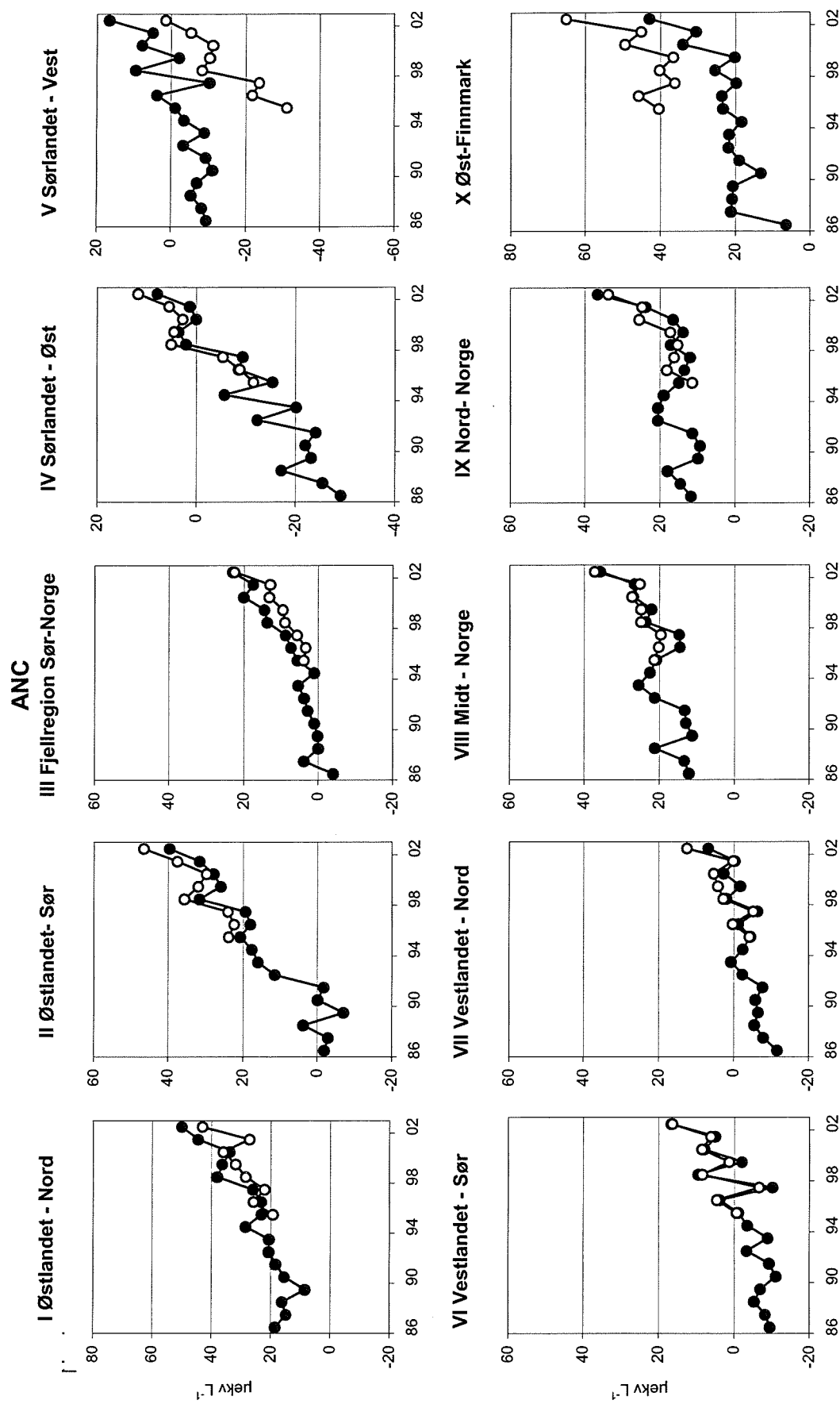
Region Øst-Finnmark dekker områdene inn mot Kola-halvøya og er påvirket av smelteverksindustrien som gir utslipp av svovel, kobber og nikkel. Forurensningsbelastningen av svovel er relativt stor, mens N-deposisjonen er lav. Forurensningsbelastningen i dette området er mye mere variabel fra år til år enn i Sør-Norge, noe som reflekteres i de vannkjemiske trendene gjennom overvåkingen fra 1986 til 2002. Undersøkelser i 1986 viste at for innsjøene i Øst-Finnmark var konsentrasjonene av sulfat i innsjøene mer enn fordoblet siden 1966 og var på samme nivå som de mest utsatte innsjøene på Sørlandet. Selv større innsjøer hadde lite igjen av sin opprinnelige motstandskraft mot forsuring. Undersøkelser i 1987-1989 viste at store områder i Sør-Varanger ville få omfattende skader og tap av fiskebestander hvis belastningen med sur nedbør fra smelteverkene på Kola-halvøya økte ytterligere. Innsjøovervåkingen frem til 1991 tydet på at forsuringutviklingen hadde stoppet opp og stabilisert seg på 1986-nivået. I 1992 var pH-verdiene gjennomgående høyere enn tidligere. Siden 1993 har gjennomsnittlig pH for disse sjøene vært > 6 . De høyeste gjennomsnittsverdiene så langt er registrert i 2001 og 2002 (pH 6,22 og 6,20) og viser at pH fremdeles har en økende trend. Samtidig ser vi en økende trend i alkalitet og ANC. Sulfat har vist en jevn nedgang på 26 % fra 1986 til 2002. I 2000 var gjennomsnittsverdien den laveste som er registrert så langt (53 $\mu\text{ekv L}^{-1}$), mens konsentrasjonene har vært på omtrent samme nivå i 2001 og 2002 (hhv 56 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og 54 $\mu\text{ekv L}^{-1}$).



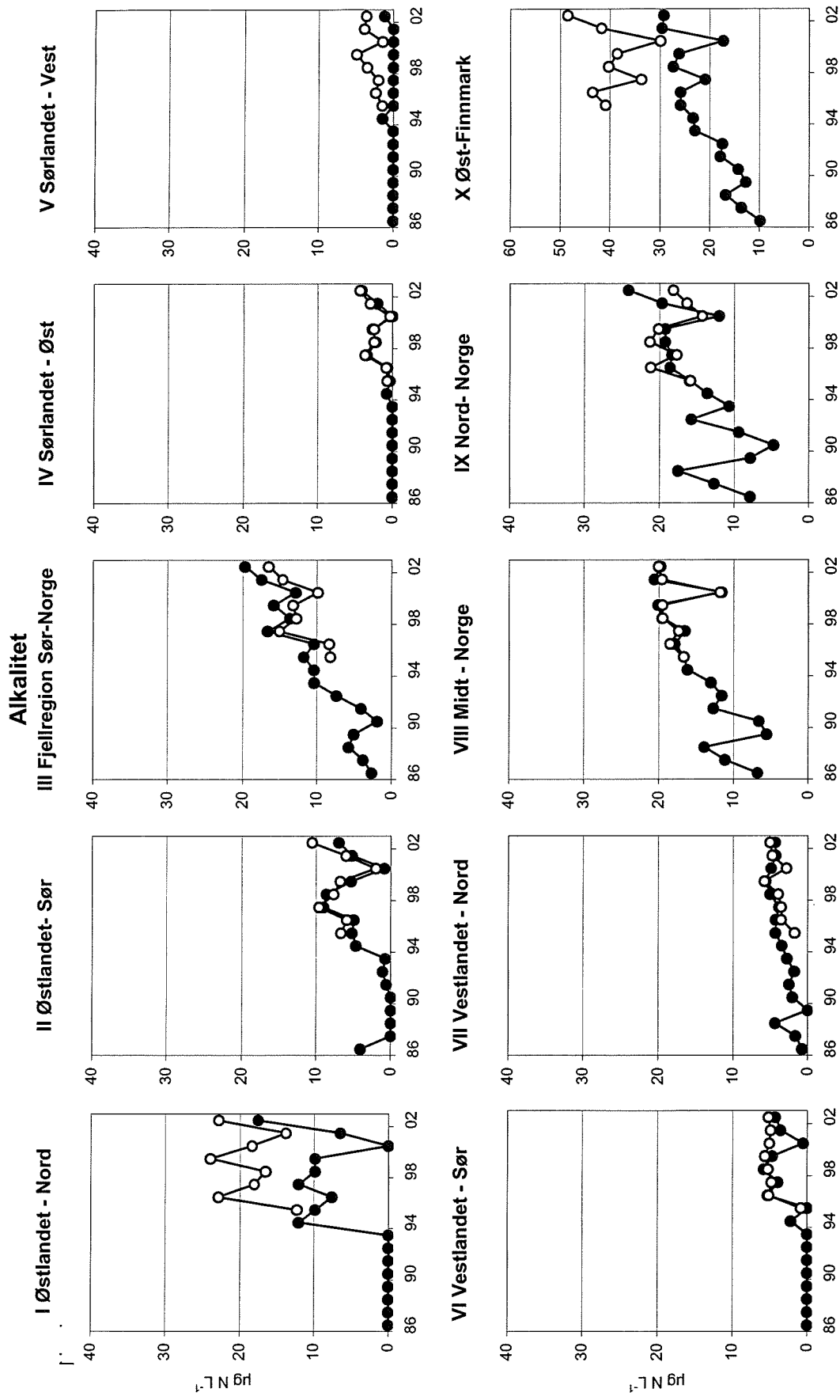
Figur 20. Trender fra 1986-2002 for ikke-marin sulfat i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet $\mu\text{ekv L}^{-1}$.



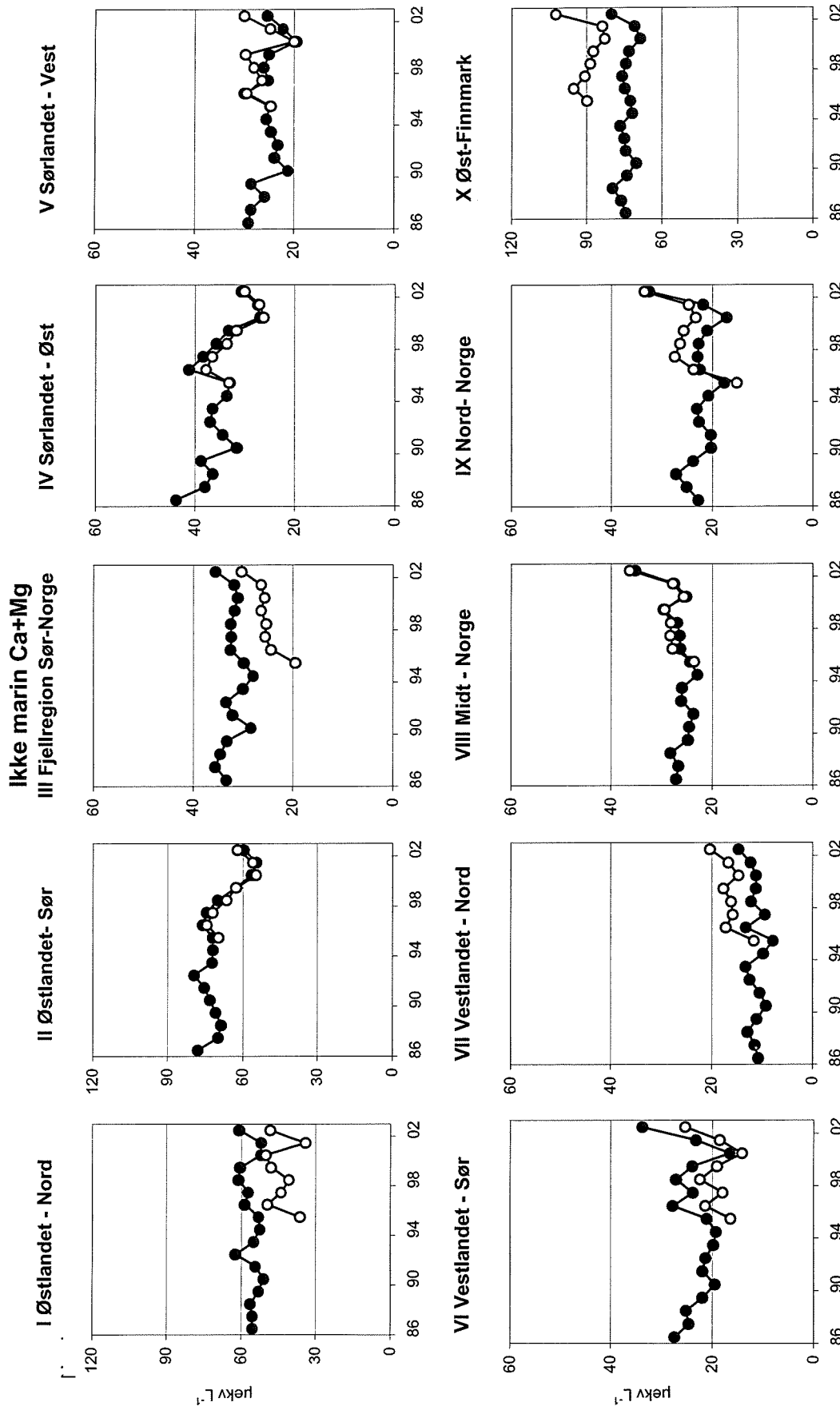
Figur 21. Trender fra 1986-2002 for nitrat i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet $\mu\text{g N L}^{-1}$. NB! Forskjellige y-akser på figurene.



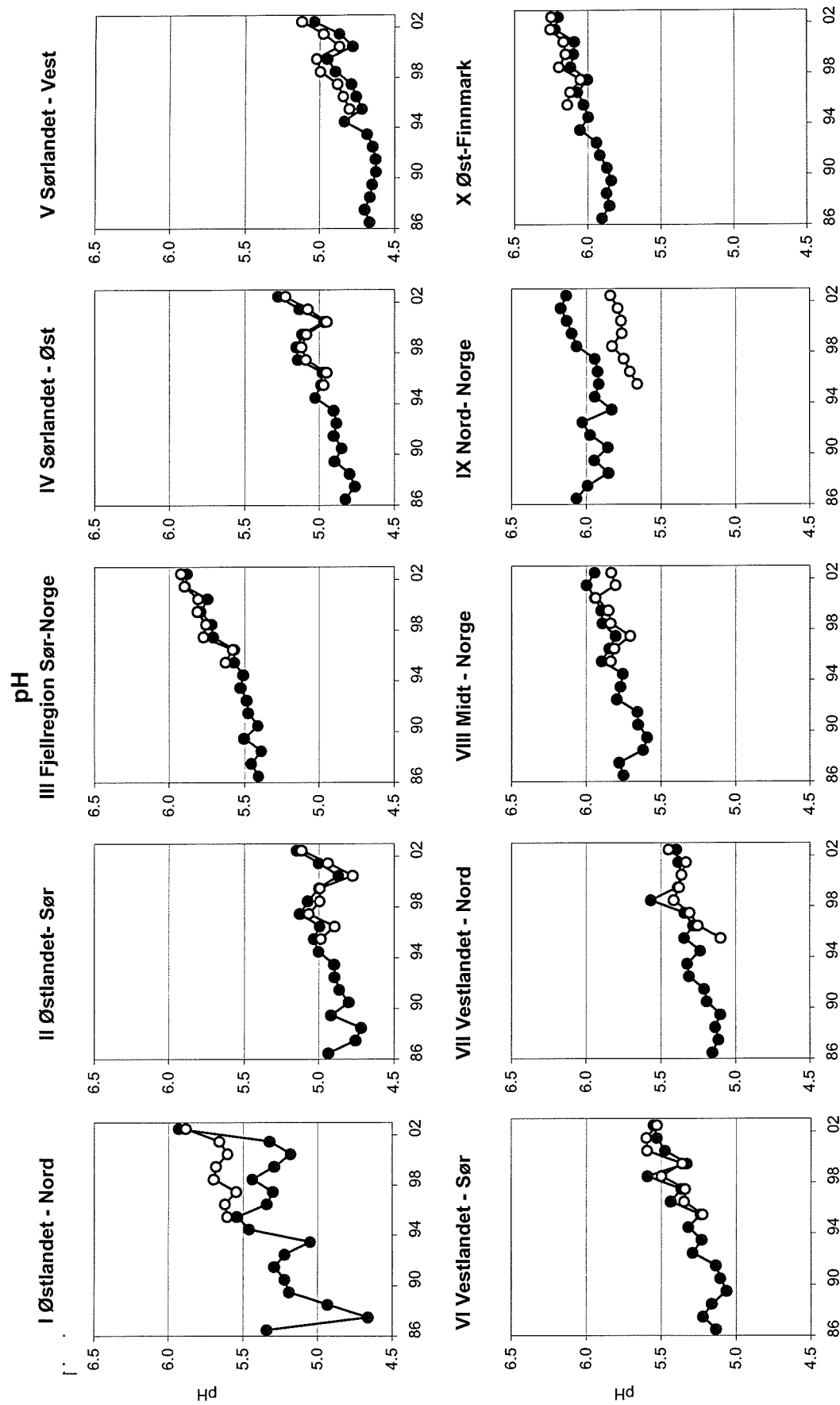
Figur 22. Trender fra 1986-2002 for ANC i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet $\mu\text{ekv L}^{-1}$. NB! Forskjellige y-akser på figurene.



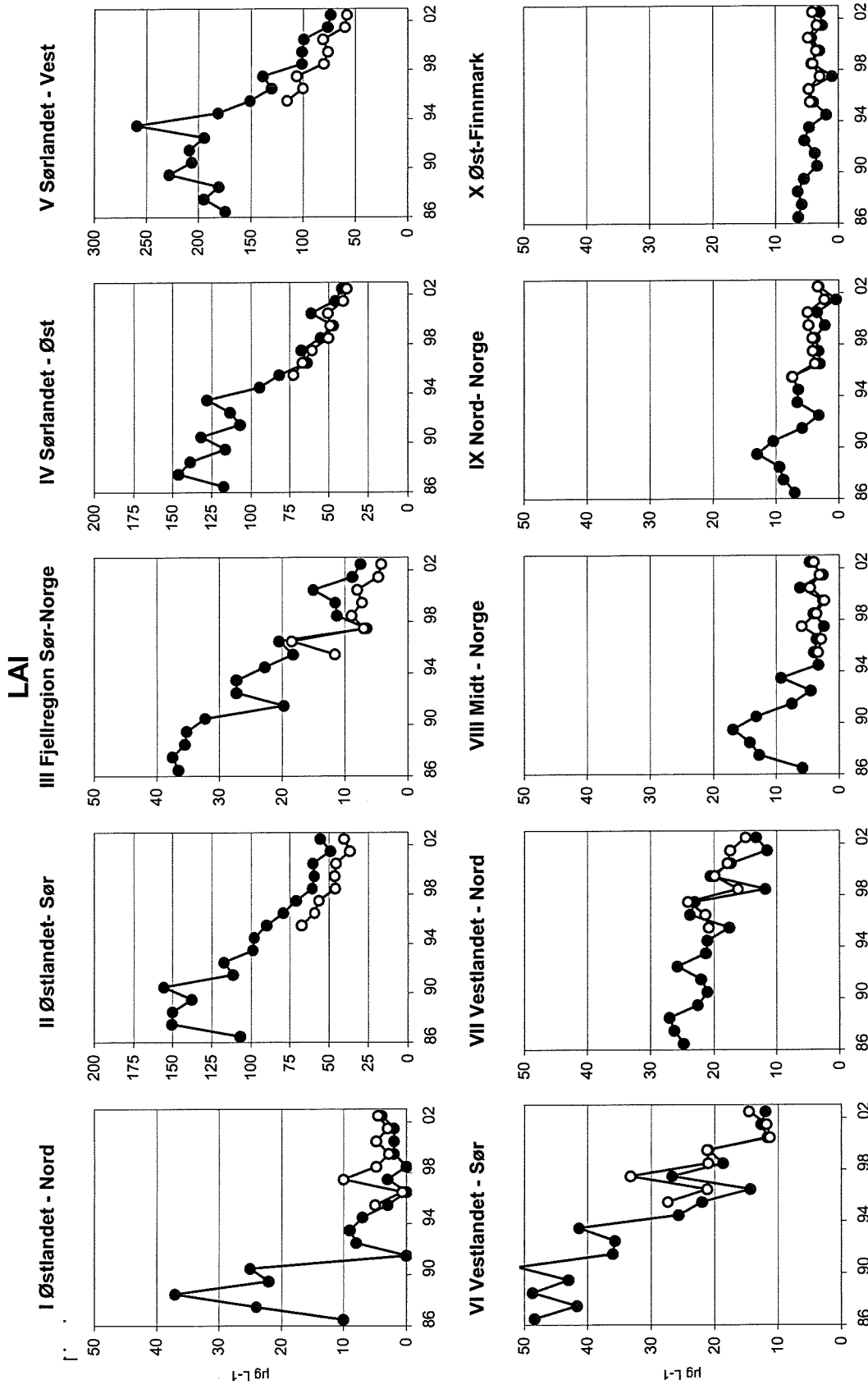
Figur 23. Trender fra 1986-2002 for alkalitet i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet $\mu\text{ekv L}^{-1}$. NBI Forskjellige y-akser på figurene.



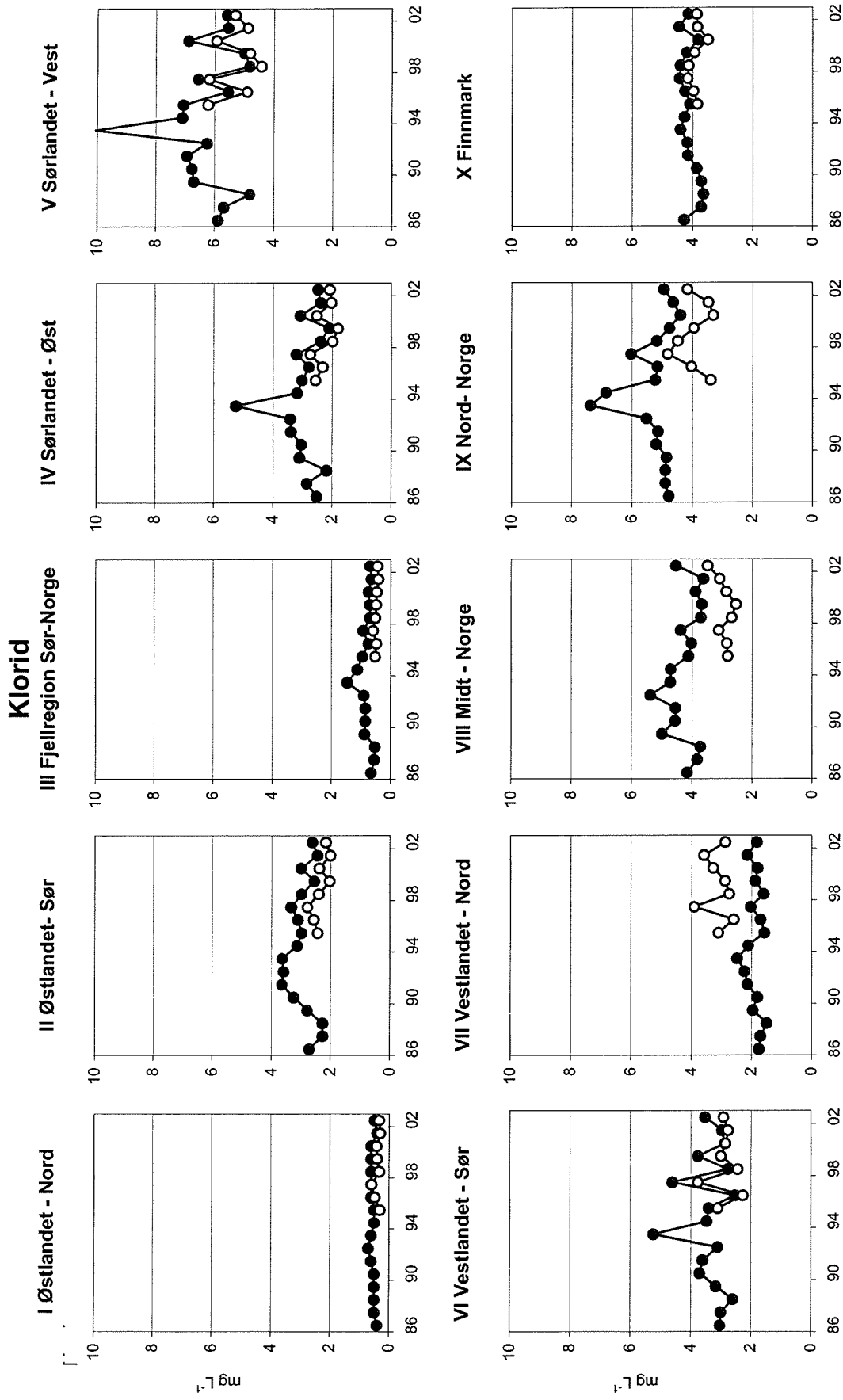
Figur 24. Trender fra 1986-2002 for ikke-marin Ca+Mg i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet $\mu\text{ekv L}^{-1}$. NB! Forskjellige y-akser på figurene.



Figur 25. Trender fra 1986-2002 for pH i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer".

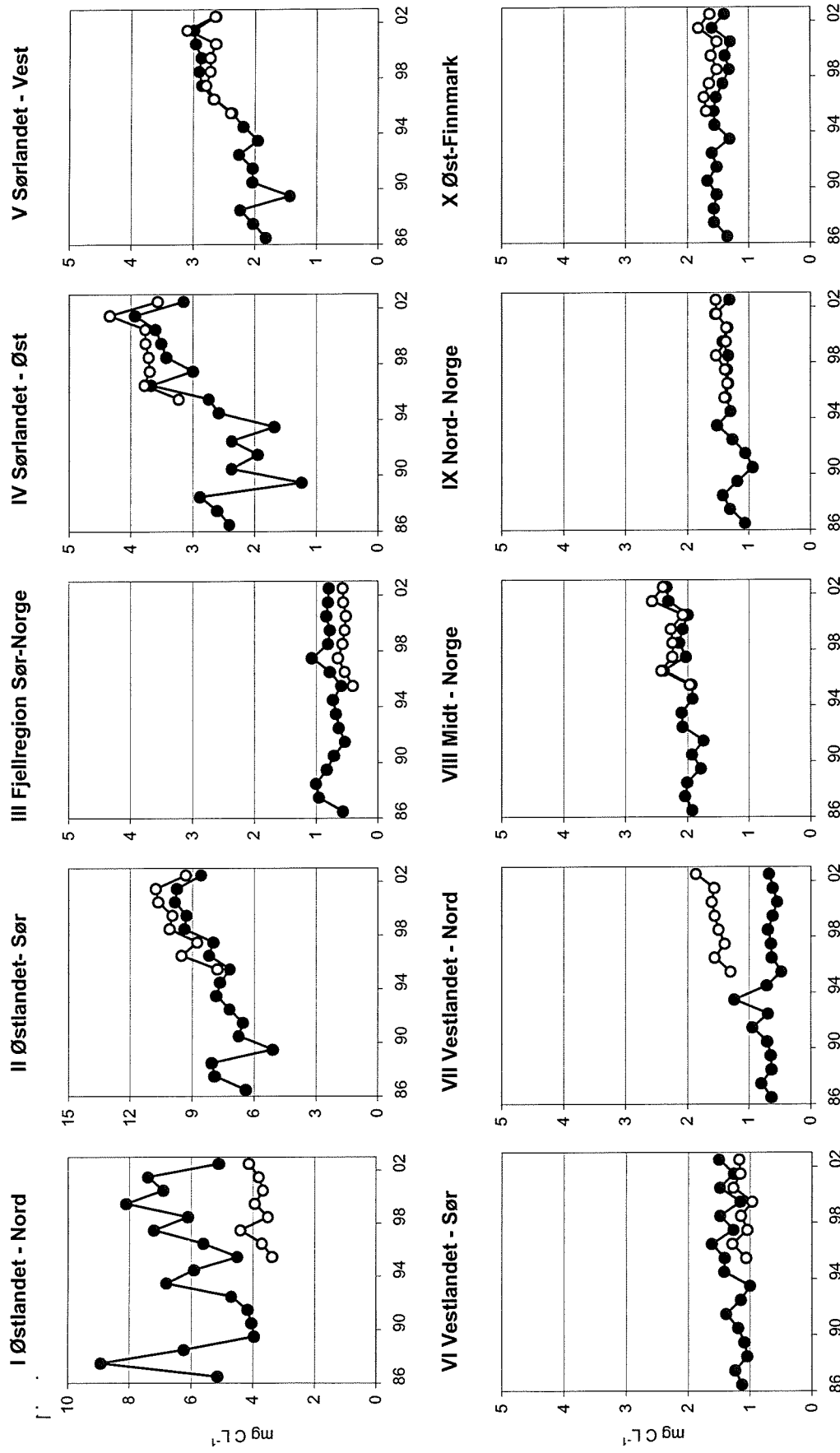


Figur 26. Trender fra 1986-2002 for labilt Al i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet $\mu\text{g L}^{-1}$. NB! Forskjellige y-akser på figurene.



Figur 27. Trender fra 1986-2002 for klorid i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet mg L⁻¹.

TOC



Figur 28. Trender fra 1986-2002 for TOC i innsjøer for de 10 regionene. Lang serie (fra 1986) er "100-sjøer" mens kort serie (fra 1995) er "200-sjøer". Enhet mg C L^{-1} . NB! Forskjellige y-akser på figurene.

3.3.2. Jarfjordfjellet i Øst-Finnmark – tungmetaller og forsuring

Resultatene fra 2002 viser en bedring av vannkvaliteten fra 2001 på Jarfjordfjellet i Sør-Varanger kommune. Middelerdien for sulfat sank fra 77 til 72 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og ANC var positiv (4 ekv L^{-1}). Middelerdien for pH var 5,4, den høyeste siden overvåkingen startet i 1987. Labilt aluminium viste også den laveste middelerdien siden overvåkingen startet, 22 $\mu\text{g L}^{-1}$. Sulfatkonsentrasjonene er sterkt korrelert med sulfatdeposisjonen året før. I 1999 og 2000 var deposisjonene av svovel ved Svanvik de laveste siden målingene startet i 1987 (hhv. 608 og 610 mg/m^2), mens deposisjonene i 2001 og 2002 steg til hhv. 700 og 760 mg/m^2 . Det kan derfor ikke forventes at bedringen i vannkvalitet vil fortsette før deposisjonen blir redusert. Middelerkonsentrasjonen av nikkel var uendret fra 2001 til 2002 på 10,3 $\mu\text{g L}^{-1}$, mens kobber gikk litt ned (fra 2,5 til 2,2 $\mu\text{g L}^{-1}$). Verdiene for nikkel og kobber ligger midt i variasjonsområdet for siste 10 års periode. Årsaken til at konsentrasjonene av tungmetaller ikke viser tilsvarende nedgang som sulfat er at utslippene er lite endret. Utvaskingen av Ni og Cu er fremdeles mindre enn tilførselene. Derfor akkumuleres stadig tungmetaller i jordsmonn og sedimenter.

Øst-Finnmark har tidligere vært gjenstand for et eget overvåkingsprogram; Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Fra 1996 rapporteres resultatene fra Øst-Finnmark sammen med det nasjonale programmet for overvåking av langtransporterte luftforurensninger, og inkluderes derfor sammen med "200-sjøene" i rapporteringen. Seks små vann på Jarfjordfjellet helt mot grensen til Russland er i tillegg til forsuringsparametere også blitt analysert for tungmetaller (Cu og Ni) siden 1990 (med unntak av 1996 og 1997), og utviklingen i disse vannene blir derfor behandlet for seg selv.

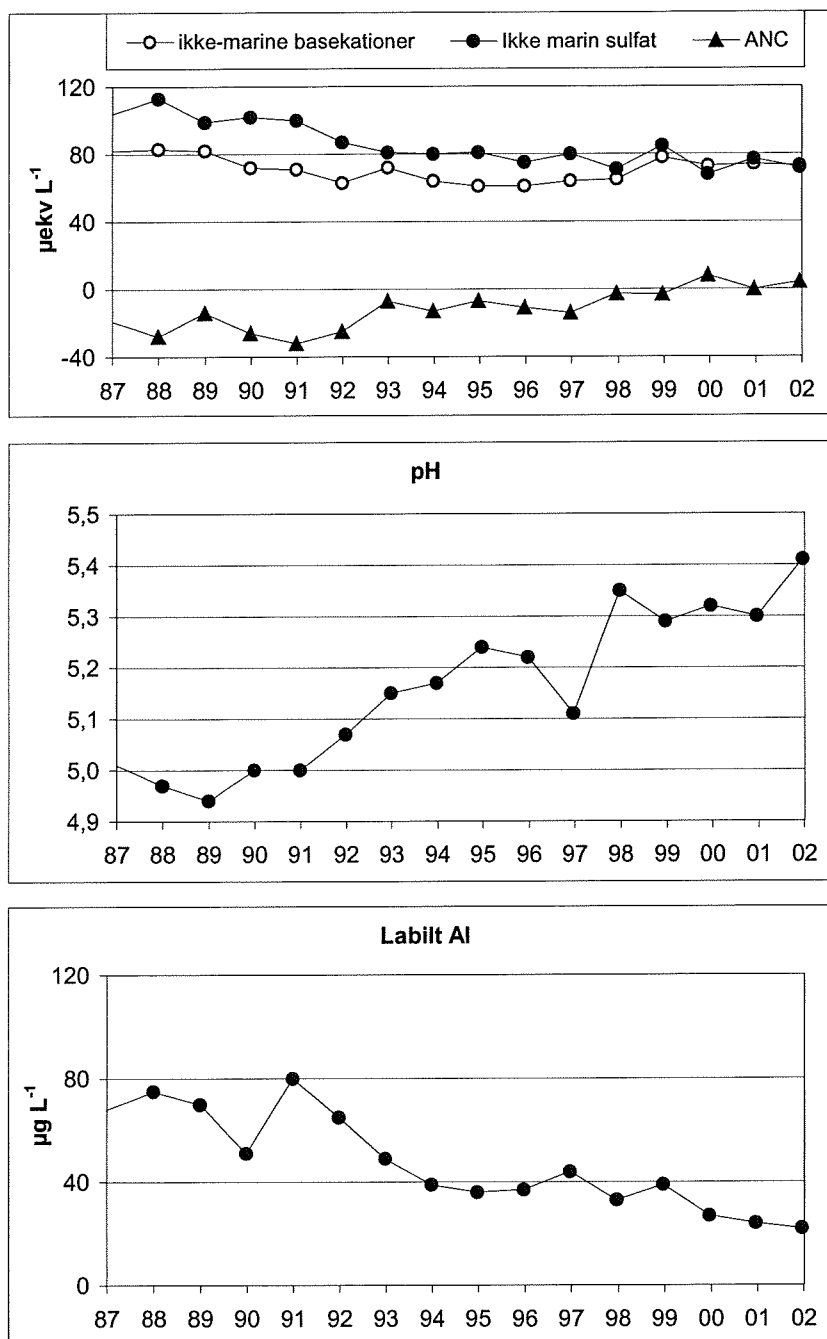
Undersøkelsene i 1986 (Traaen 1987) viste at innsjøene i Sør-Varanger var betydelig forsuret. Innsjøene i området mellom Kirkenes og Grense-Jakobselv var sterkest påvirket. Konsentrasjonene av sulfat i innsjøene var mer enn fordoblet siden 1966 og var på samme nivå som de mest utsatte innsjøene på Sørlandet. Selv større innsjøer hadde lite igjen av sin opprinnelige motstandskraft mot forsuring. De fleste større innsjøene hadde likevel en gjenværende bufferkapasitet som medførte at fisk fremdeles kunne overleve. Undersøkelser i 1987-1989 viste imidlertid at det var en rekke små innsjøer, spesielt i Jarfjordområdet, som var for sure til at det kunne leve fisk der. Konklusjonen på undersøkelsene var at store områder i Sør-Varanger ville få omfattende skader og tap av fiskebestander hvis belastningen med sur nedbør fra smelteverkene på Kola-halvøya økte ytterligere.

Forsuring

Vannkjemien i småvannene på Jarfjordfjellet endret seg lite i perioden 1986 til 1991 (**Figur 29**). Deretter fulgte flere år med markert oppgang i pH. I 1996 og 1997 ble den positive trenden brutt. I 1997 var vannkvaliteten tilbake til forholdene rundt 1992. Resultatene fra 1998 viste imidlertid en markert bedring i vannkvaliteten. ANC og pH viste de høyeste verdiene og sulfat og aluminium de laveste verdiene siden overvåkingen startet i 1986/87. I 1999 ble det igjen registrert en forverring av vannkvaliteten. Konsentrasjonene av sulfat og labilt aluminium økte, mens ANC og pH sank. Årsaken var sannsynligvis svært høy svoveldeposisjon i området året før (1115 mg/m^2 på Svanvik). Dette var den høyeste svoveldeposisjon som er målt siden målingene startet i 1987. Det har tidligere vist seg at sulfatverdiene i innsjøene vanligvis gir god samvariasjon med svoveldeposisjonen målt på Svanvik foregående år. Dette har sammenheng med oppholdstiden i nedbørfeltene. Det er trolig at denne forsinkingen av effekten i avrenningen blir større når mesteparten av svoveldeposisjonene er tørravsetninger. I 1998 var hele 85 % av svoveldeposisjonen ved Svanvik tørravsetning. I 1999 og 2000 var deposisjonene av svovel ved Svanvik de laveste siden målingene startet i 1987 (hhv. 608 og 610 mg/m^2), mens deposisjonene i 2001 og 2002 steg til hhv. 700 og 760 mg/m^2 . I 2001 økte sulfatverdiene og pH og ANC sank. Fra 2001 til 2002 gikk sulfatverdien ned fra 77 til 72 $\mu\text{ekv L}^{-1}$, ANC viste igjen positiv verdi (+4 $\mu\text{ekv L}^{-1}$) og det ble det registrert den høyeste middel-pH (5,4) og laveste verdi for labilt aluminium (22 $\mu\text{g L}^{-1}$) siden målingene startet. Bedringen var uventet ut fra

deposisjonstallene for svovel de to siste årene. Det kan allikevel ikke forventes at bedringen i vannkvalitet vil fortsette før deposisjonen blir redusert.

6 små innsjøer på Jarfjordfjellet

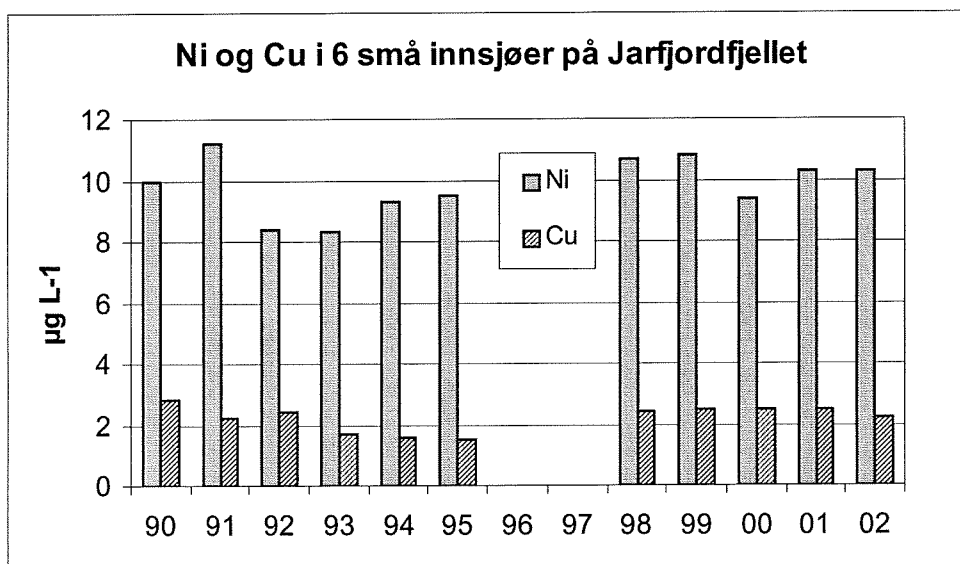


Figur 29. Forsuringsparametre for seks småvann på Jarfjordfjellet i 1987-2002. Middelerverdier for basekationer, sulfat (SO_4^*), ANC, pH og labilt aluminium.

Tungmetaller

Konsentrasjonene av nikkel og kobber viser ingen klar endring de siste 10 årene (**Figur 30**). Verdiene i 2002 var tilnærmet uendret fra 2001, og lå innenfor variasjonsområdet for de 10 siste årene. Dette er i overensstemmelse med konklusjonene fra undersøkelsene av vann og sedimenter i 1995 (Traaen and Rognerud 1996) som viste at konsentrasjonen av tungmetaller i sedimenterende materiale i innsjøer i området hadde økt på 90-tallet, og at anrikningen av nikkel og kobber i nedbørfeltene fortsatte. Utvaskingen av tungmetaller fra nedbørfeltene var betydelig lavere enn de luftbårne tilførslene (for nikkel ca 50 % og for kobber ca 10 % av tilførslene). Man kan ikke forvente noen markert nedgang i konsentrasjonene av tungmetaller i vann så lenge konsentrasjonene i jordsmonn og sedimenter sannsynligvis stadig øker. Reduksjonen i forsuren skyldes at smelteverket i Nikel de siste årene har slutte å bruke malmen fra Norilsk med høyt svovelinnhold og bruker lokalmalm med lavt svovelinnhold. Dette har imidlertid ikke påvirket metallutslippene i særlig grad.

Tabell 7 viser andre sporelementer som ble analysert i tillegg til nikkel og kobber. Av disse er det spesielt kobolt som har markert høyere konsentrasjoner enn det som er vanlig i norsk overflatevann (Skjelkvåle et al. 1996). Det er små endringer i konsentrasjonene fra 2001 til 2002.



Figur 30. Årlige middelverdier for nikkel og kobber i seks små innsjøer på Jarfjordfjellet fra 1990 til 2002.

Tabell 7. Sporelementer i seks små innsjøer på Jarfjordfjellet, september 2002.

VANN	Ni	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Co	As
	µg L ⁻¹							
JAR-05	8,6	2,1	0,06	1,8	0,020	<0,1	0,52	0,09
JAR-06	11,9	2,9	0,08	2,3	0,026	<0,1	0,89	0,20
JAR-07	7,3	1,6	0,03	1,5	0,010	<0,1	0,17	0,10
JAR-08	11,2	2,0	0,07	3,3	0,031	<0,1	0,44	0,08
JAR-12	13,3	2,9	0,13	2,4	0,026	<0,1	1,45	0,20
JAR-13	9,4	1,9	0,05	2,1	0,020	<0,1	0,31	0,10
Middelverdi 2002	10,3	2,2	0,07	2,2	0,022	<0,1	0,63	0,13
Middelverdi 2001	10,3	2,5	0,12	2,8	0,023	0,1	0,63	0,21
Middelverdi 2000	9,4	2,5	0,10	1,8	0,016	>0,1	0,59	0,22

3.3.3. Elver som ikke er kalket – samlet vurdering

Konsentrasjonene av ikke-marin sulfat og nitrat gikk ned fra 2001 til 2002 i alle de ukalkede elvene med unntak av Øyensåa. En samtidig økning i basekationer førte til at årsmiddelverdien for ANC økte markert i alle elvene unntatt Modalselva som var nær uendret. ANC viste de høyeste registrerte verdiene for 6 av 8 elver siden overvåkingen startet i 1980. Alle elvene hadde i 2002 en årlig middel-ANC > 10 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Modalselva og Dirdalselva hadde de høyeste middelverdiene for labilt aluminium, hhv. 18 og 12 $\mu\text{g L}^{-1}$. De øvrige elvene hadde verdier < 10 $\mu\text{g L}^{-1}$. Modalselva, Dirdalselva, Trodøla, Sæta (Gaular) og Vikedalselva hadde midlere pH i 2002 i området 5,5 - 6,0. Nausta, Øyenså og Aurdøla hadde pH i området 6,0 til 6,3. Det er ingen tegn til endring i hverken basekationer eller TOC over tid. Ikke-marin sulfat er omtrent halvert siden begynnelsen av 80-årene.

Overvåkingsstasjonene i elvene er som oftest plassert nær utløpet av elvene, og vannkjemien i dette punktet integrerer vannkjemien i hele elvas nedbørfelt. Vannprøven representerer en blandprøve av hele nedbørfeltet, og endringer i vannkjemien ved utløpet gir en indikasjon på en endring som skjer i et stort geografisk område. Generelt viser prøvene små variasjoner gjennom året, men sterke sjøsaltepisoder, store flommer og snøsmelting slår tydelig ut på vannkjemien.

De ukalka elvene ligger i området fra Rogaland til Nord-Trøndelag, samt en elv på Østlandet (**Tabell 8**). Vestlandselvene er karakterisert av svært "tynt" vann (lite ioner) og moderat til lav forurensningsbelastning. Aurdøla på Østlandet og Øyensåa i Nord-Trøndelag er typiske elver for sine regioner, med mer oppløste ioner i vannet (se beskrivelse av regionene under innsjøer). En grafisk framstilling av utviklingen i vannkjemi for alle de ukalka elvene er gitt i **Figur 31** til **Figur 35**, og i det følgende vil disse trendene bli diskutert og kommentert. Etter gjennomgangen av de ulike parametrene blir hver elv behandlet separat. Middelverdien for noen utvalgte kjemiske nøkkelparametre for 2002 er gitt i **Tabell 8**.

Tabell 8. Ukalka elver. Noen kjemiske nøkkelparametre for 2002 (middelverdier).

Region	Fylke	Elv	Ikke-marin SO ₄ $\mu\text{ekv L}^{-1}$	pH	Ikke-marin (Ca+Mg) $\mu\text{ekv L}^{-1}$	ANC $\mu\text{ekv L}^{-1}$	Labilt Al $\mu\text{g L}^{-1}$
V	Rogaland	Dirdalselva	21	5,70	44	18	12
VI	Rogaland	Vikedalselva	24	5,96	51	27	5
VII	Sogn og Fjordane	Nausta	13	6,00	13	34	3
VII	Sogn og Fjordane	Trodøla /Nausta	12	5,70	12	20	5
VII	Hordaland	Modalselva	12	5,49	22	11	18
VII	Sogn og Fjordane	Sæta i Gaular	15	5,82	35	22	7
VIII	Nord-Trøndelag	Øyensåa	9	6,15	73	73	3
I	Buskerud	Aurdøla	30	6,30	86	77	7

Sulfat

Felles for de ukalka elvene er at nivået av sulfat er svært lavt. Høyest ligger Aurdøla med en middelkonsentrasjon av ikke-marin sulfat i 2002 på 30 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. De øvrige hadde i 2002 mellom 24 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (Vikedalselva) og 9 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (Øyensåa). Flere av elvene har i dag sulfat-konsentrasjoner som nærmer seg det en kan forvente er naturlige bakgrunnsnivåer for sulfat. Dette stemmer overens med innsjøene i de samme regionene (se avsnitt 3.3). Alle elvene, med unntak av Øyensåa viste nedgang i ikke-marin sulfat fra 2001 til 2002. Modalselva og Aurdøla hadde de laveste årsmiddelverdiene som er registrert siden overvåkingen startet.

Nitrat

Alle elvene viser lave nivåer av nitrat. Dirdalselva, som har det høyeste nivået ($15 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002), har nå nesten samme nivå av sulfat og nitrat på ekvivalentbasis. Også i de andre elvene øker forholdet mellom nitrat og sulfat, selv om nitratnivåene er lave. Ingen av elvene viser tydelige endringer i nitrat i siste tiårsperiode.

Klorid og ikke-marin natrium

Mens 2000 var preget av sjøsalteffekter med negativ ikke-marin Na og markert negativ effekt på pH og labilt Al i Dirdalselva, Vikedalselva, Trodøla og Modalselva, ble slike effekter ikke registrert i 2001. I mars 2002 ble det registrert en markert sjøsaltepisode i Modalselva. Ikke-marin natrium var $-45 \mu\text{ekv L}^{-1}$, ANC falt fra 12 til $-19 \mu\text{ekv}$ og pH gikk ned til under 5,0. Også Dirdalselva hadde i perioden mars - april negative verdier for ikke-marin natrium og årets laveste pH-verdier. De øvrige elvene, med unntak av Aurdøla hadde også moderate episoder med negative verdier av ikke-marin natrium. Årsverdien for ikke-marin Na var positiv i samtlige elver.

pH

Alle Vestlandselvene hadde i 2002 en årlig middelvei for pH mellom 5,5 - 6,0, mens Aurdøla hadde pH 6,3 og Øyensåa 6,2. Alle elvene viser en nedgang i H^+ (økning i pH) i den siste tiårsperioden, og mest tydelig er endringen i Vestlandselvene. I 2001 hadde Dirdalselva, Vikedalselva, Nausta, Trodøla, Sæta, Øyensåa og Aurdøla alle den høyeste årsmiddelveien for pH som er registrert siden overvåkingen startet. I 2002 gikk middel-pH litt ned i de fleste elvene, unntatt Vikedalselva med pH 5,96 som er den høyeste registrerte årsmiddelveien.

Aluminium

Alle elvene viser lave middelveier av labilt Al. Nedgangen i labilt Al har vært jevn gjennom hele 90-tallet, men 1999 og 2000 viste en liten økning igjen for Vestlandselvene, sannsynligvis forårsaket av sjøsaltepisodene om vintrene begge disse to årene. Fra 2000 til 2001 gikk labilt Al ned i alle Vestlandselvene, mens konsentrasjonene i Øyensåa og Aurdøla var tilnærmet uendret. For flere av Vestlandselvene var årsmiddelveiene i 2001 de laveste som er registrert. Det var liten endring fra 2001 til 2002, mens Vikedal hadde den laveste årsmiddelveien som er registrert ($5 \mu\text{g L}^{-1}$) og Trodøla og Aurdøla tangerte de laveste registrerte årsmiddelveiene (hhv 5 og $7 \mu\text{g L}^{-1}$). Modalselva og Dirdalselva hadde de høyeste årsmiddelveiene i 2002, hhv. 18 og $12 \mu\text{g L}^{-1}$.

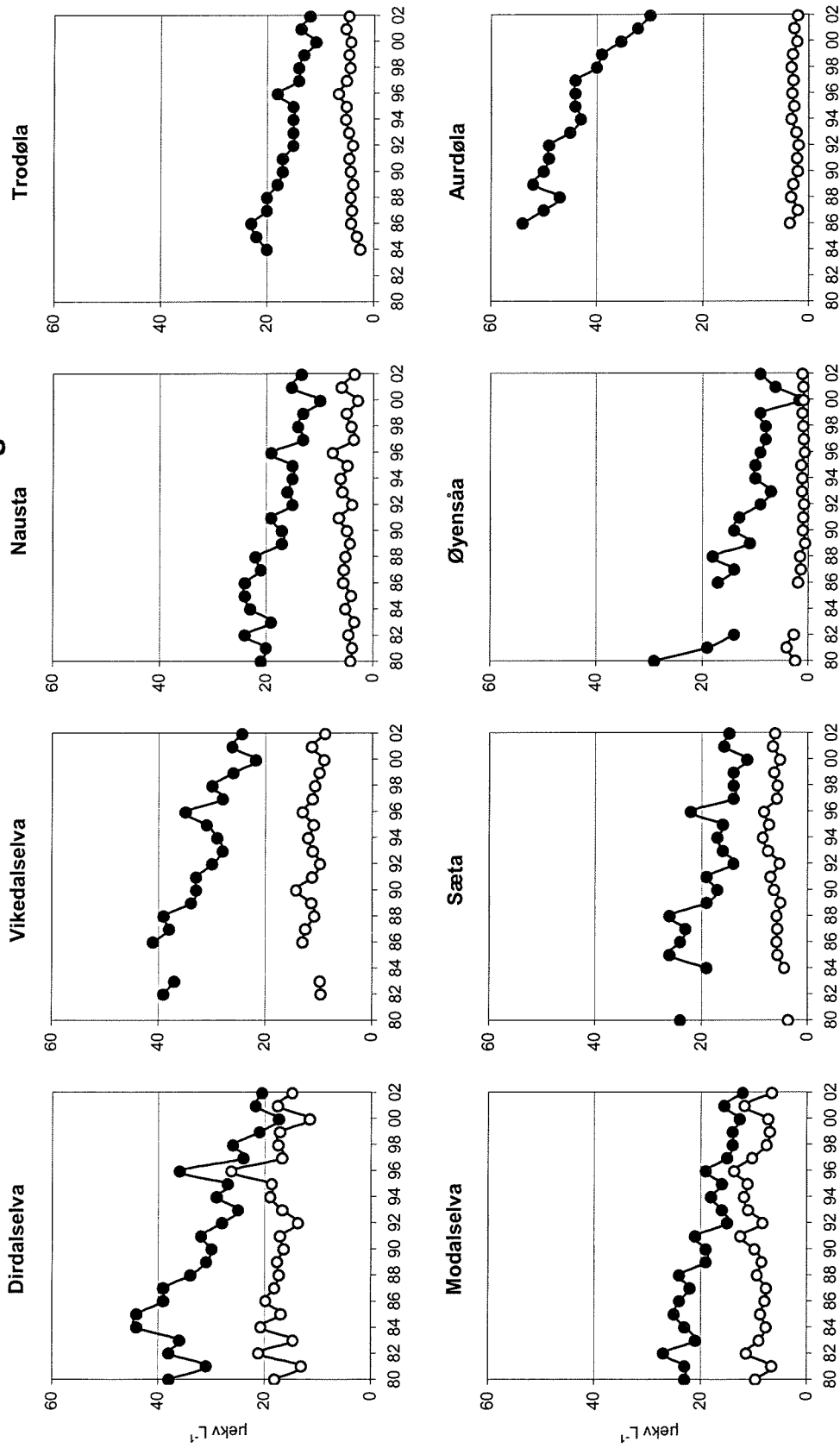
ANC og basekationer

Alle elvene er gjennomgående svært ionefattige, selv om Øyensåa og Aurdøla er noe mindre ionefattige. Ingen av elvene viser tydelige tendenser til endring i basekationer. Derimot viser alle elvene klar tendens til økning i ANC på samme måte som innsjøene. Middelveiene for ANC var i 2002 høyere enn i 2001 for alle elvene. Med unntak av Øyensåa var verdiene de høyeste som er registrert. Alle elvene hadde i 2002 en årlig middel-ANC $> 10 \mu\text{ekv L}^{-1}$, lavest var Modalselv ($11 \mu\text{ekv L}^{-1}$) og høyest var Aurdøla med $77 \mu\text{ekv L}^{-1}$.

TOC

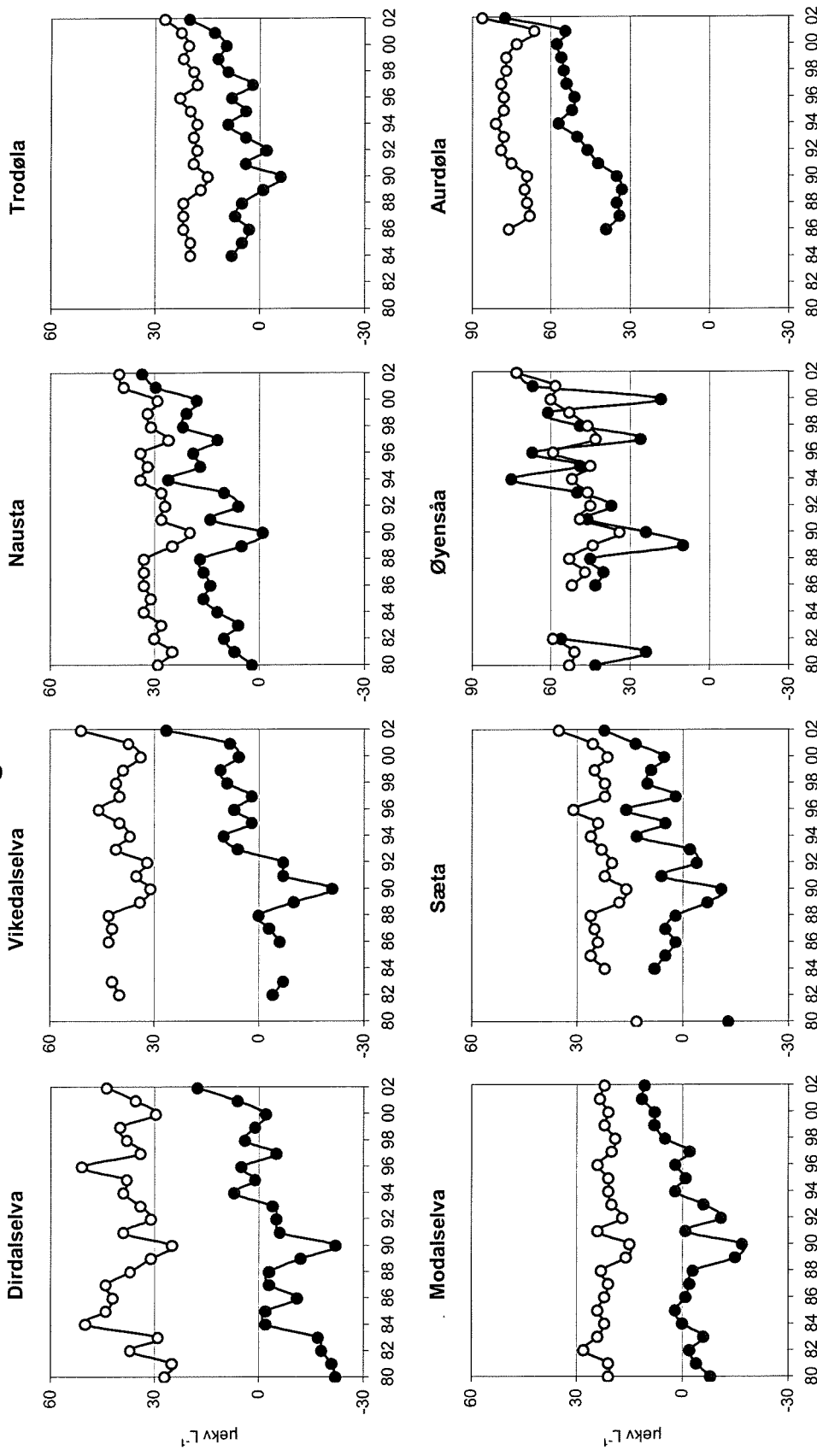
Alle Vestlandselvene har et TOC-nivå på $< 2 \text{ mg C L}^{-1}$. Aurdøla ligger rundt $3-4 \text{ mg C L}^{-1}$, mens Øyensåa har et nivå på $4-6 \text{ mg C L}^{-1}$. Det midlere TOC-nivået er generelt stabilt for Vestlandselvene, selv om enkeltobservasjonene kan variere opp til $3-4 \text{ mg C L}^{-1}$ i enkelte av elvene. TOC varierer en del for Øyensåa, og her er det enkeltobservasjoner opp til 8 mg C L^{-1} . Modalselva har hatt konsentrasjoner for enkeltobservasjoner mellom $1-2 \text{ mg C L}^{-1}$ i alle årene fra målingene startet i 1986 fram til 1999. I 1999-2001 var det flere høye enkeltobservasjoner opp til 5 mg C L^{-1} . Årsaken var trolig et ras med medfølgende episodisk erosjon som påvirket prøvetakingsstasjonen. Stasjonen ble sommeren 2002 flyttet oppstrøms rasstedet, og TOC-verdiene gikk tilbake til tidligere nivå. Det er ingen tydelige langtidstrender i TOC for noen av elvene, men kortvarige trender over 4-5 år forekommer.

Ukalka elver – ikke-marin sulfat og nitrat

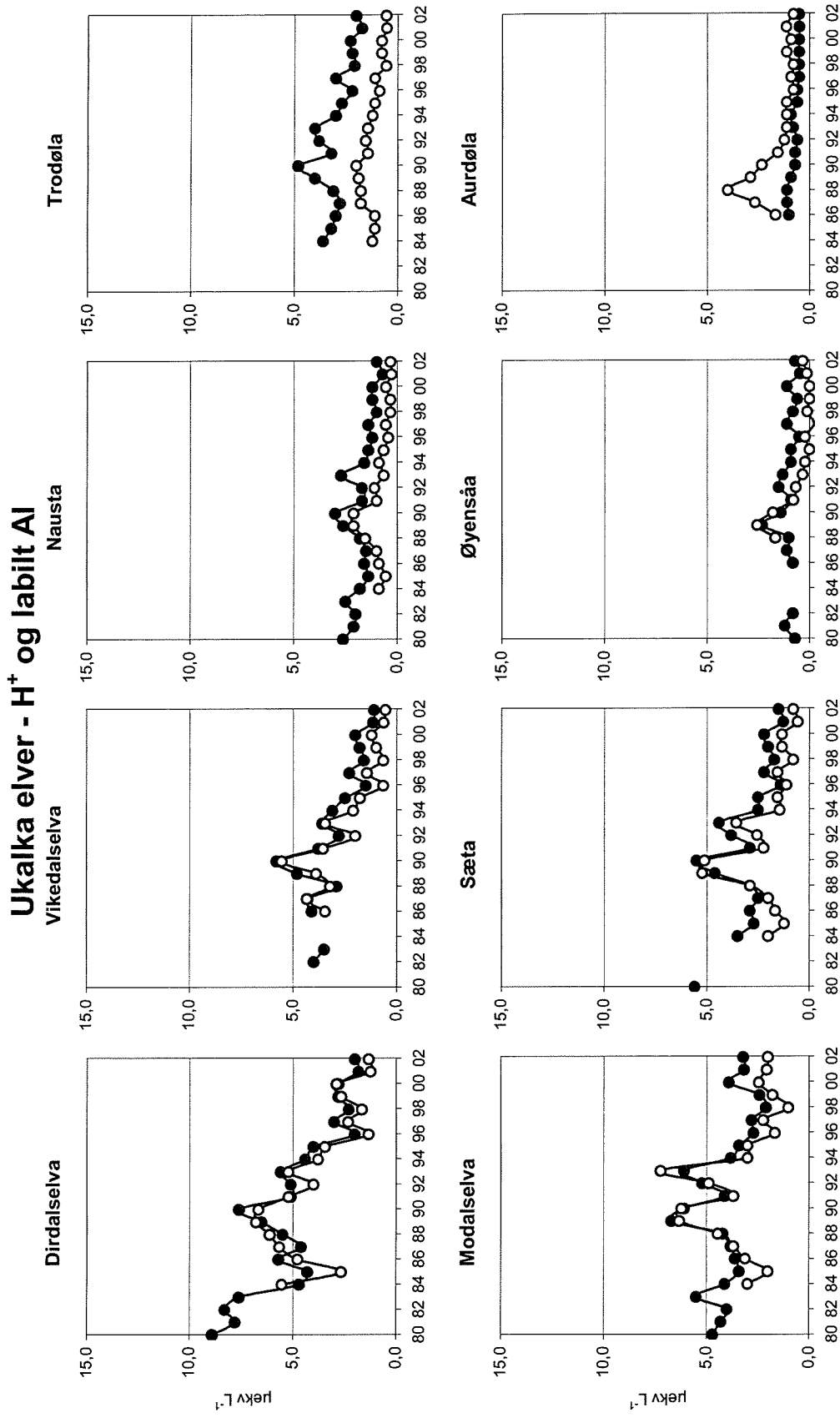


Figur 31. Ikke-marin sulfat og nitrat i ukalka elver. Ikke-marin sulfat ● og nitrat ○. Enhet µekv L⁻¹.

Ukalka elver - ANC og ikke-marine basekationer

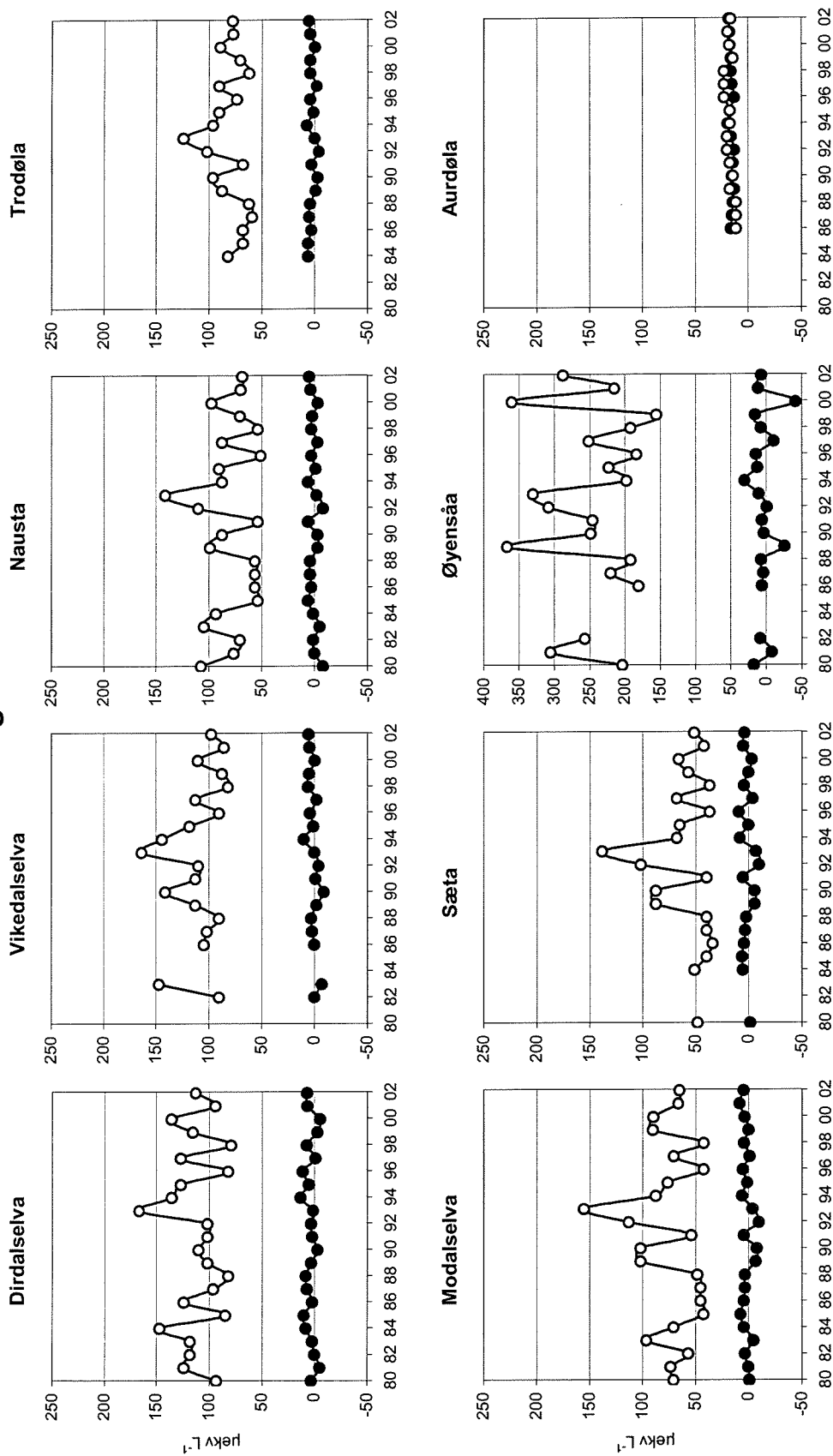


Figur 32. ANC og ikke-marine basekationer (Ca+Mg) i ukalka elver. ANC ● og ikke-marine basekationer (Ca+Mg) ○. Enhet: µekv L⁻¹.



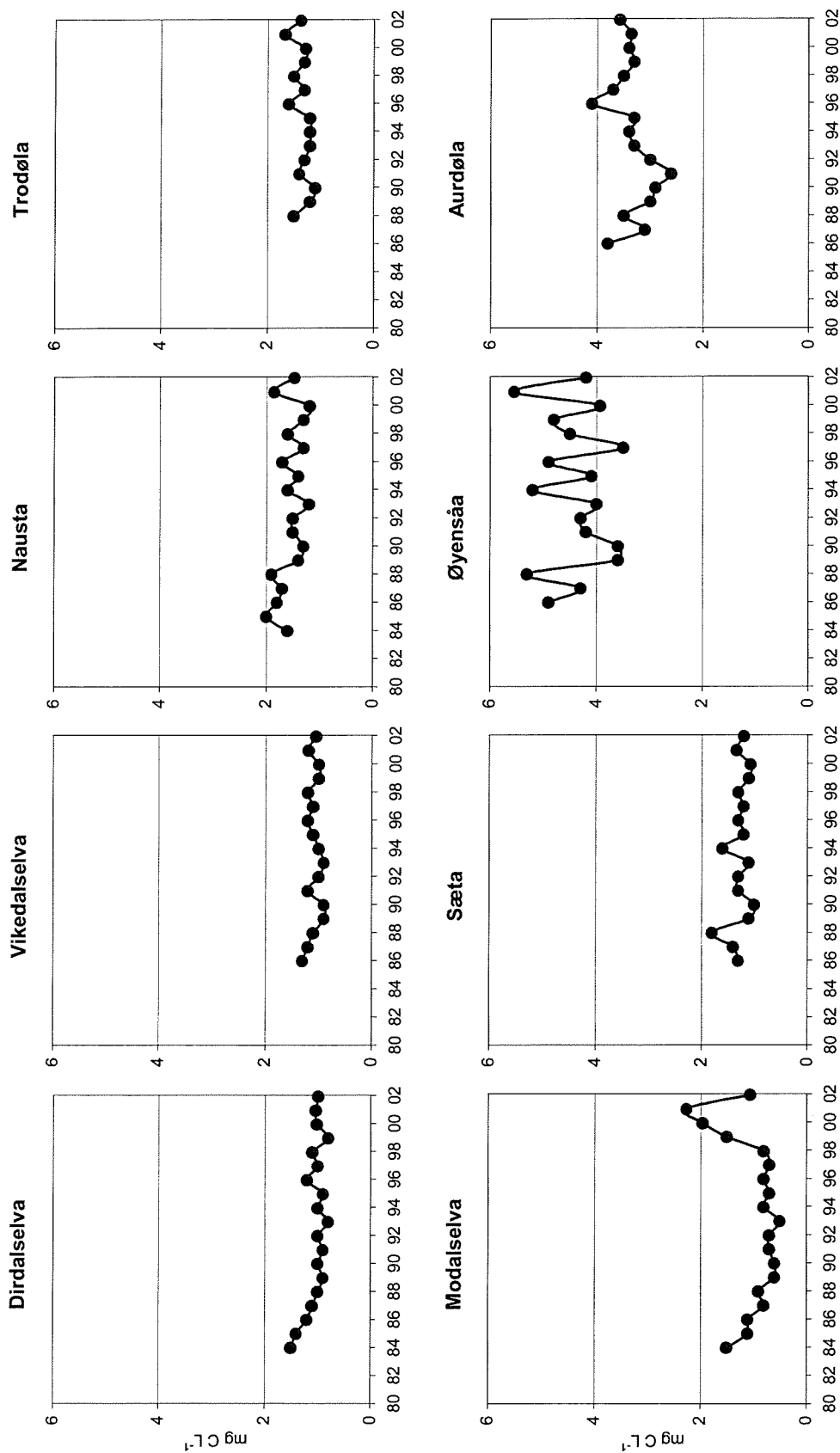
Figur 33. H^+ og labilt Al i ukalka elver. H^+ ● og labilt Al ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

Ukalka elver - klorid og ikke-marin natrium



Figur 34. Klorid og ikke-marin natrium i ukalka elver. Ikke-marin natrium ● og klorid ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

Ukalka elver – TOC



Figur 35. Total organisk karbon (TOC) i ukalka elver. Enhet: mg C L⁻¹.

3.3.4. Elver som ikke er kalket – vurdering av hver enkelt elv

Modalselva i Hordaland

Modalselva i Modalen kommune i Hordaland er en typisk Vestlandselv med en svært ionefattig og forsuringfølsom vannkvalitet og hvor naturens tålegrense for forsuring er svært lav. Konsentrasjonen av kalsium er mindre enn $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Forsuringssituasjonen er fulgt siden 1980 (**Figur 36**). I løpet av denne perioden har konsentrasjonene av ikke-marin sulfat blitt halvert fra konsentrasjonsnivåer mellom 20-30 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ til verdier ned mot $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i dag. Nitrat har vist et uendret konsentrasjonsnivå gjennom måleperioden.

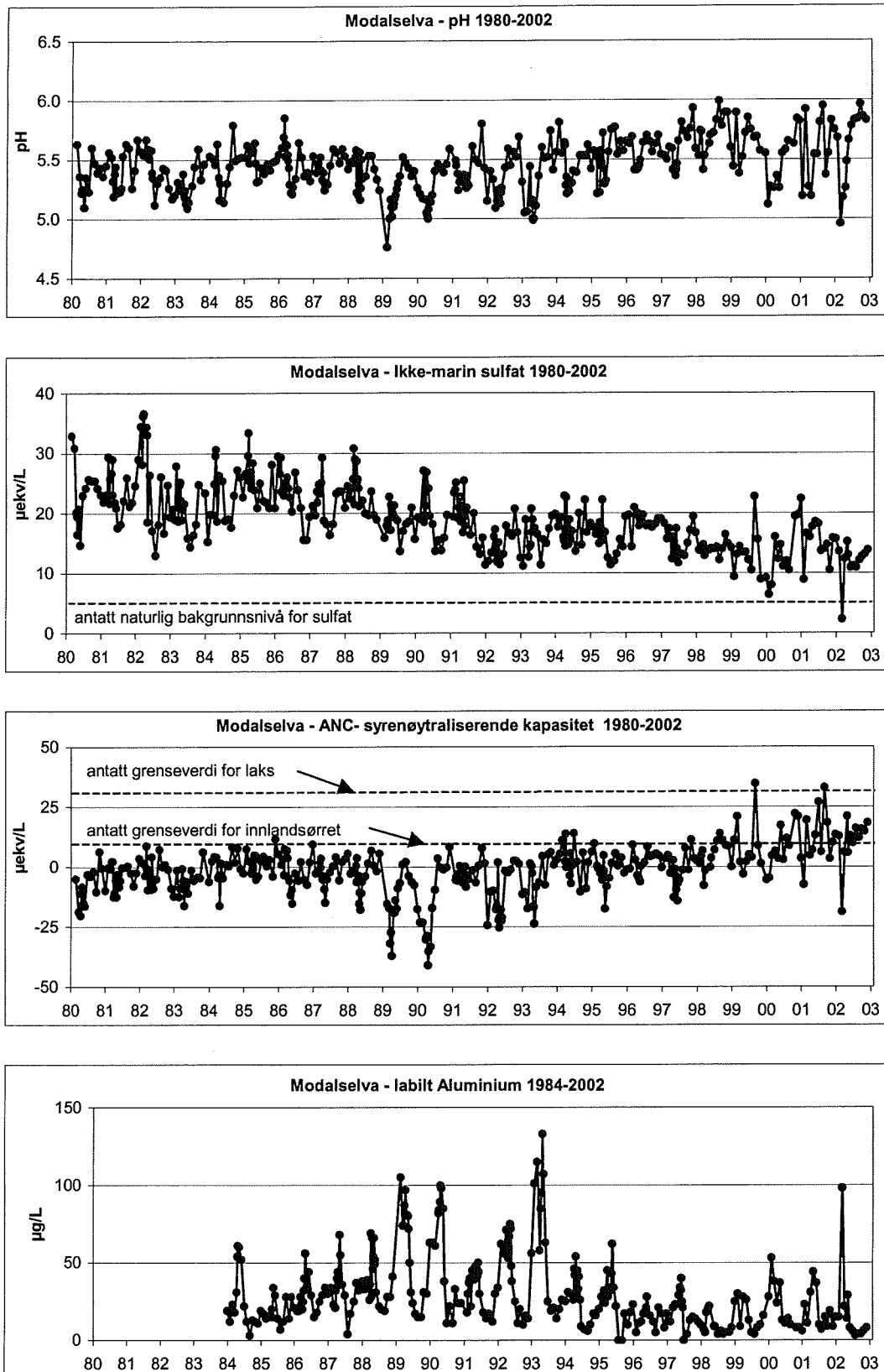
Samtidig og som en følge av nedgangen i sulfat har vi sett en bedring i forsuringssituasjonen uttrykt som pH og ANC. pH som hadde verdier mellom 5,0 og 5,5 på 80-tallet, svinger seg nå stadig oppover mot pH 6, samtidig som ANC har endret seg fra negative verdier ned til ANC $-25 \mu\text{ekv L}^{-1}$ til $+25 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Grenseverdiene for ANC for innlandsørret er omkring $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ og for laks ca $30 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Samtidig har labilt aluminium (den delen av aluminium som er antatt giftig for fisk og andre gjellepustende organismer) avtatt fra årsgjennomsnittskonsentrasjoner på over $60 \mu\text{g L}^{-1}$ på 80-tallet til $18 \mu\text{g L}^{-1}$ i 2002.

På tross av en positiv utvikling er det imidlertid naturgitte forhold som også virker inn på den vannkjemiske situasjonen. Sjøsaltepisoder oppstår fra tid til annen i forbindelse med sterke vinterstormer. Disse stormene kan bringe store mengder sjøsalter inn over land. I områder som Modalen som allerede er forsuret medfører slike sjøsaltavsetninger en forsuringsepisode.

20 mars 2002 er det tatt en måling i elva like etter en kraftig vinterstorm. Kloridkonsentrasjonene ved dette tidspunktet var ca 4 ganger høyere enn normalt, noe som bidro til en kraftig dropp i pH til 4,96 og ANC til $-19 \mu\text{ekv L}^{-1}$, samtidig med en kraftig økning i uorganisk aluminium til nesten $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Dette var klart en svært uheldig vannkvalitet for fisk og andre organismer i elva.

I Modalselva foregår det også fiskeribiologiske undersøkelser i regi av Universitetet i Bergen. Disse undersøkelsene er betalt av Norges Forskningsråd og BKK. Undersøkelsene gjøres i forbindelse med reguleringer av vassdraget. I forbindelse med dette prosjektet er det nylig funnet sporadisk rekruttering av laks i vassdraget. Dette er et signal på at vannkvaliteten nå begynner å nå et nivå som gjør det mulig for fisk å leve og reproducere der. Studier i Modalselva som benytter den vannkjemiske overvåkingen er:

- Studier av habitatbruk for optimalisering av biotopjusterende tiltak
- Overvåking av bestanden av laks og aure
- Studier av gytebestanden av laks og aure
- Studier av reetablering av laks grunnet bedring i vannkvalitet.
- Overvåking av spredning av røye i forbindelse med overføring av vann fra Eksingedalen til Modalen. Overføringen kan endre vannkvaliteten i Modalen i positiv retning og gjøre det lettere for laks å etablere seg dersom reduksjonen i forsuring fortsetter.



Figur 36. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Modalselva 1980 - 2002.

Dirdalselva i Rogaland

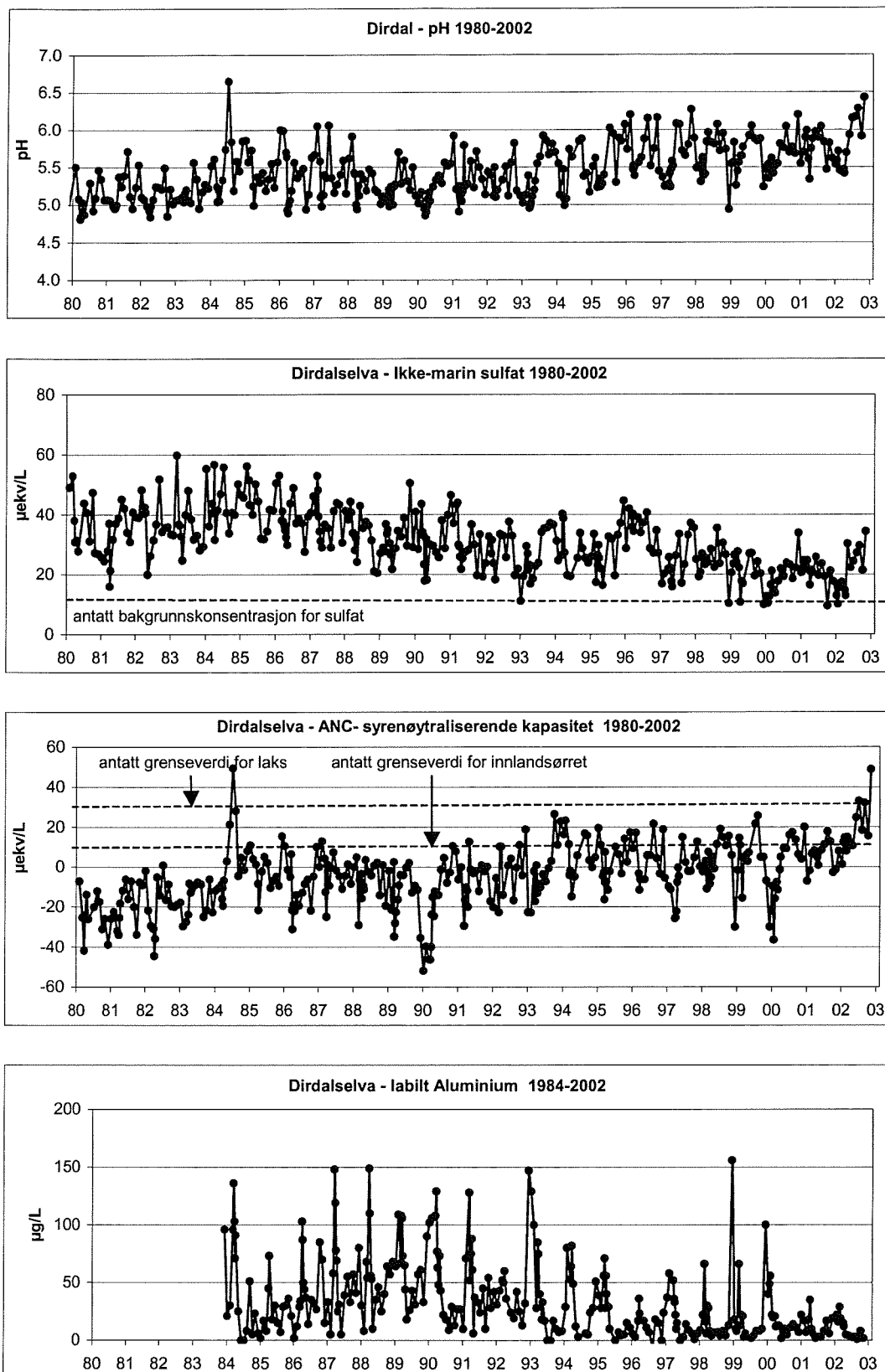
Dirdalselva i Gjesdal kommune i Rogaland er en typisk vestnorsk elv med en svært ionefattig og forsuringfølsom vannkvalitet og hvor naturens tålegrense for forsuring er svært lav. Konsentrasjonene av kalsium er lavere enn $1,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Forsuringssituasjonen er fulgt siden 1980 (**Figur 37**). I løpet av denne perioden har konsentrasjonene av ikke-marin sulfat blitt halvert fra konsentrasjonsnivåer omkring $40 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ til verdier ned mot $20 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i dag. Nitrat har vist et uendret konsentrasjonsnivå gjennom måleperioden.

Samtidig og som en følge av nedgangen i sulfat har vi sett en bedring i forsuringssituasjonen uttrykt som pH og ANC. På 70-tallet var pH-verdiene stort sett lavere enn 5,0, mens de siden 1996 har hatt de fleste registrerte verdiene høyere enn pH 5,5. Samtidig har ANC endret seg fra negative verdier ned til $-40 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ på begynnelsen av 80-tallet, mens den siste registrerte målingen i 2002 viste en ANC på $+40 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$. Hvis vi ser på årsmiddelverdiene, har de endret seg fra ANC $-20 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ på begynnelsen av 80-tallet til $+18 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002. Grenseverdiene for ANC for innlandsørret er omkring $10 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ og for laks ca $30 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$. Samtidig har labilt aluminium avtatt fra årsgjennomsnitts-konsentrasjoner på over $50 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ til $12 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ i 2002.

På tross av en positiv utvikling er det imidlertid naturgitte forhold som også virker inn på den vannkjemiske situasjonen. Sjøsaltepisoder oppstår fra tid til annen i forbindelse med sterke vinterstormer. Disse stormene kan bringe store mengder sjøsalter inn over land. I områder som Dirdalselva som allerede er forsuret medfører slike sjøsaltavsetninger en forsuringsepisode.

Vinteren 2000 var det kraftige vinterstormer som virket inn på vannkjemien i elva. Klorid-konsentrasjonene vinteren 2000 var opp mot 10 mg L^{-1} noe som er ca 2-4 ganger høyere enn normalt. Dette bidro til et kraftig dropp i pH til 5,24 og ANC til $-37 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$, samtidig med en kraftig økning i uorganisk aluminium til $100 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Dette var klart en svært uheldig vannkvalitet for fisk og andre organismer i elva.



Figur 37. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Dirdalselva 1980 - 2002.

Vikedalselva i Rogaland

Vikedalselva i Vindafjord kommune i Rogaland er en typisk vestnorsk elv med en svært ionefattig og forsuringfølsom vannkvalitet og hvor naturens tålegrense for forsuring er svært lav. Konsentrasjonene av kalsium er mindre enn 1.0 mg L^{-1} .

”Sur nedbør”-stasjonen i Vikedalselva ligger oppstrøms Låkafossen. Vikedalselva nedstrøms Låkafoss er kalket fra 1987. Overvåkingen av kalkingstiltaket gjennomføres på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning. Stasjonen ved Låkafoss er derfor en viktig referanse for kalkingstiltaket lenger ned i elven.

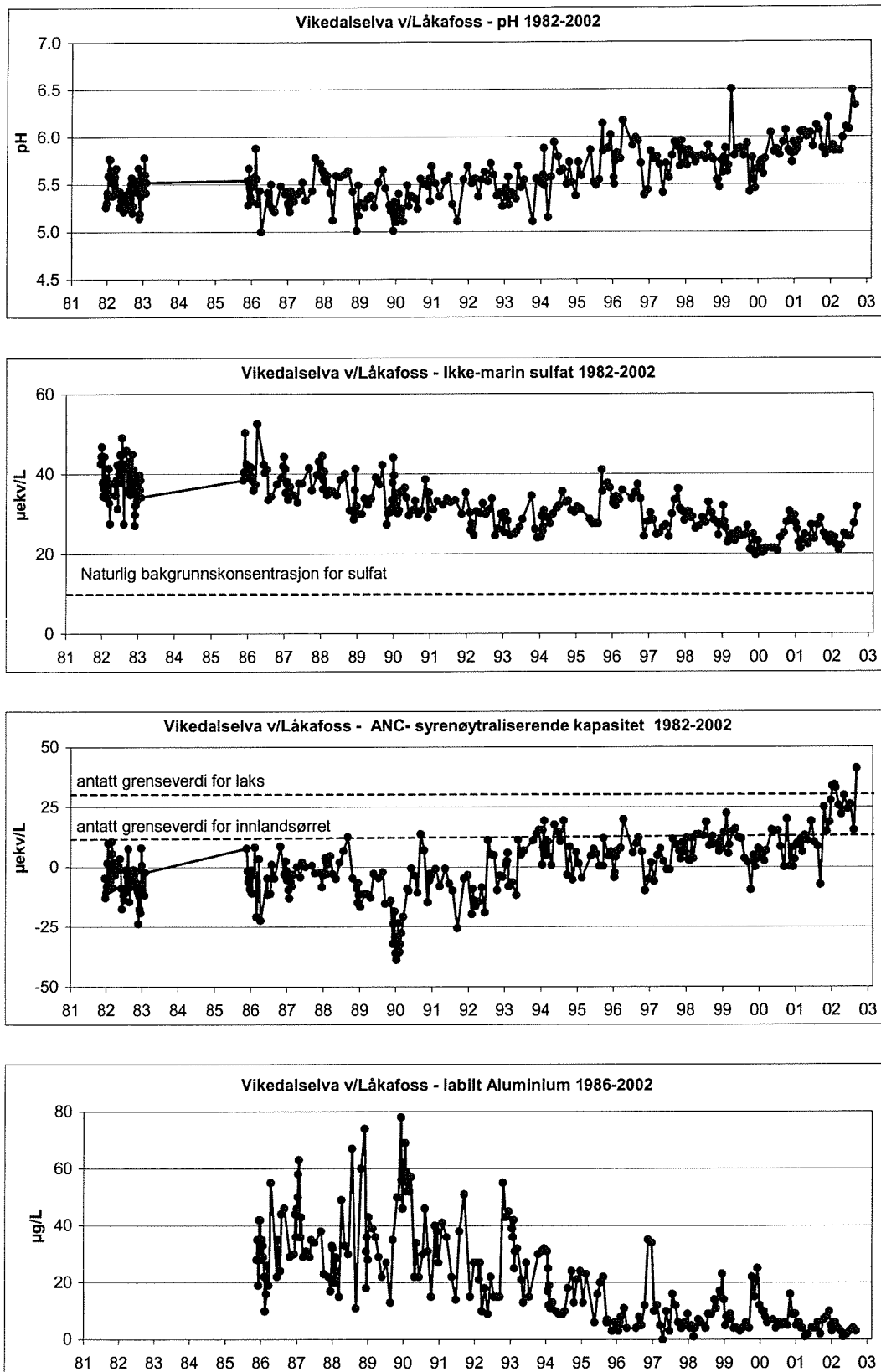
Forsuringssituasjonen i elva er fulgt i 1982 og 1983 og hvert år siden 1986 (**Figur 38**). I løpet av denne perioden har konsentrasjonene av ikke-marin sulfat blitt halvert fra konsentrasjonsnivåer omkring $40 \mu\text{ekv L}^{-1}$ til verdier ned mot $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i dag. Nitrat har vist et uendret konsentrasjonsnivå gjennom måleperioden.

Samtidig og som en følge av nedgangen i sulfat har vi sett en bedring i forsuringssituasjonen uttrykt som pH og ANC. Årsmiddelverdien av pH hadde verdier ned mot 5,4 på begynnelsen 1980-tallet, mens det i 2002 var en middel-pH på 5,96. Samtidig har årsmiddelverdiene for ANC endret seg fra negative verdier på 80-tallet til positive på 1990-tallet. Den til nå beste registreringen, $+17 \mu\text{ekv L}^{-1}$, stammer fra 2002. Grenseverdiene for ANC for innlandsørret er omkring $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ og for laks ca $30 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Samtidig har labilt aluminium avtatt fra årsgjennomsnitts-konsentrasjoner på opp mot $50 \mu\text{g L}^{-1}$ til $5 \mu\text{g L}^{-1}$ i 2002.

På tross av en positiv utvikling er det imidlertid naturgitte forhold som også virker inn på den vannkjemiske situasjonen. Sjøsaltepisoder oppstår fra tid til annen i forbindelse med sterke vinterstormer. Disse stormene kan bringe store mengder sjøsalter inn over land. I områder som Vikedalselva som allerede er forsuret medfører slike sjøsaltavsetninger en forsuringsepisode.

Vinteren 1990 var det kraftige vinterstormer som virket inn på vannkjemien i elva. Klorid-konsentrasjonene ved prøvetakingsstasjonen mars 1990 var opp mot 7 mg L^{-1} noe som er ca 2-3 ganger høyere enn normalt. Dette bidro til et kraftig dropp i pH til 5,1 og ANC til $-32 \mu\text{ekv L}^{-1}$, samtidig med en kraftig økning i uorganisk aluminium til $78 \mu\text{g L}^{-1}$. Dette var klart en svært uheldig vannkvalitet for fisk og andre organismer i elva.

I Vikedalselva foregår det også invertebratstudier i forbindelse med forsuring og naturlig restituering etter reduserte utslipp av svovel. Ungfiskundersøkelser av aure i innsjøer ovenfor Låkafossen inngår i det DNs biologiske overvåkingsprogram, mens ungfiskundersøkelser på lakseførende del inngår i kalkingsovervåkingen. Lange dataserier gir oss mulighet til å påvise biologiske effekter av bedret vannkjemie. Vannkjemisk overvåking er nødvendig for å kunne videreføre disse analysene. Dataseriene fra Vikedalselva rapporteres også til det internasjonale programmet ICP Waters under Konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensninger. Lokaliteten inngår også i DNs Overvåking av biologisk mangfold.



Figur 38. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Vikedalselva 1980 - 2002.

Nausta i Sogn og Fjordane

Nausta i Naustdal kommune i Sogn og Fjordane overvåkes ved to stasjoner: Trodøla som er en liten sideelv til Nausta og hovedelva Nausta hvor prøvetakingsstasjonen er ved Ullaland. Nausta er en typisk Vestlandselv med en svært ionefattig og forsuringsfølsom vannkvalitet og hvor naturens tålegrense for forsurening er svært lav. Konsentrasjonen av kalsium i Nausta er mindre enn $0,6 \text{ mg L}^{-1}$, mens den i Trodøla er mindre enn $0,4 \text{ mg L}^{-1}$.

Forsuringssituasjonen i Nausta er fulgt siden 1980 (pH siden 1971), mens overvåkingen i Trodøla startet i 1984 (**Figur 39** og **Figur 40**). Nausta overvåkes med månedlige prøver (noe hyppigere ved flom, 12-16 ganger per år), mens Trodøla prøvetas ukentlig (52 prøver per år, for å ha større muligheter til å følge korttidssvingninger i vannkjemi som følge av f.eks. ekstreme værforhold el.).

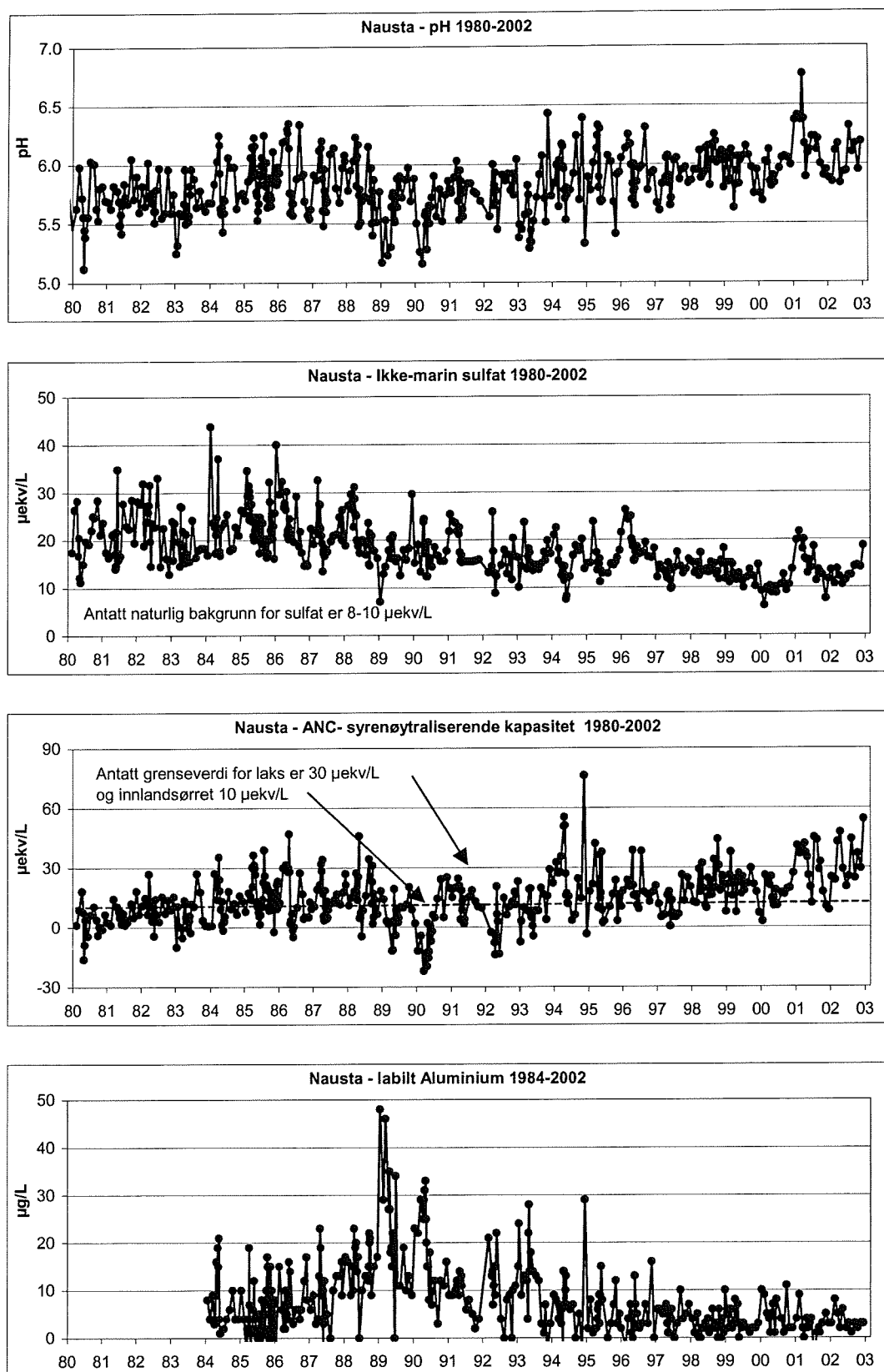
I løpet av overvåkingsperioden har konsentrasjonene av ikke-marin sulfat blitt halvert fra konsentrasjonsnivåer mellom $20 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ til verdier ned mot $10 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i dag. Nitrat har vist et uendret konsentrasjonsnivå gjennom måleperioden.

Samtidig og som en følge av nedgangen i sulfat har vi sett en bedring i forsureningssituasjonen uttrykt som pH og ANC. pH har vist en svak økning fra pH 5,6 til 6,0 i Nausta og fra 5,5 til 5,8 i Trodøla. Samtidig har ANC endret seg fra verdier rundt $0 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ til $+30 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Nausta og til $+20 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Trodøla. Grenseverdiene for ANC er omkring $10 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ for innlandsørret og ca $30 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ for laks. Konsentrasjonene av labilt aluminium er generelt lave i dette vassdraget, men har likevel avtatt fra årsgjennomsnitts-konsentrasjoner på $15 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ på 80-tallet til $5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ i 2002.

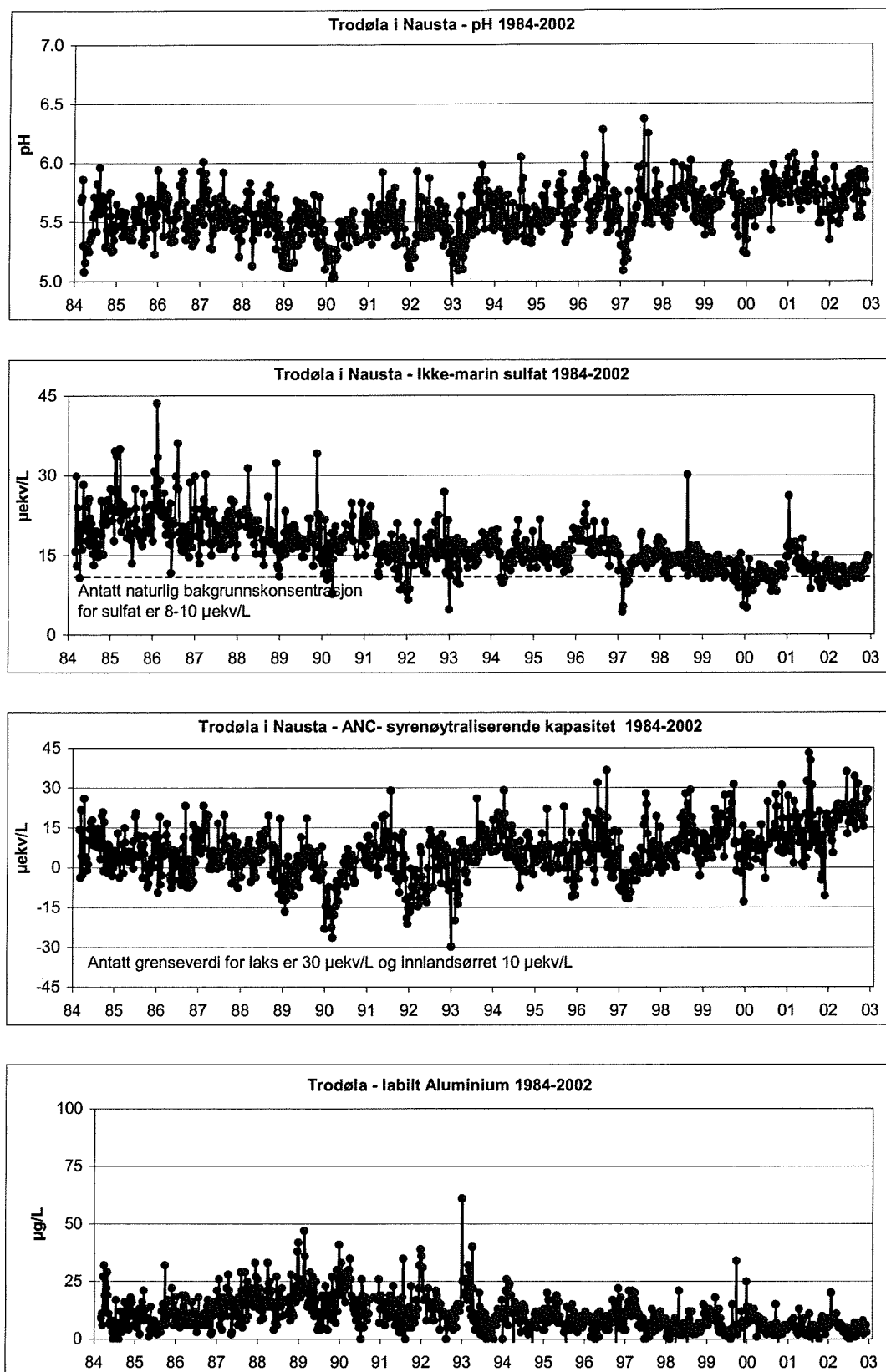
På tross av en positiv utvikling er det imidlertid naturgitte forhold som også virker inn på den vannkjemiske situasjonen. Sjøsaltepisoder oppstår fra tid til annen i forbindelse med sterke vinterstormer. Disse stormene kan bringe store mengder sjøsalter inn over land. I områder som Nausta som allerede er forsuret medfører slike sjøsaltavsetninger en forsureningsepisode.

Vinteren 1993 var det kraftige vinterstormer som virket inn på vannkjemien i elva. Klorid-konsentrasjonene ved prøvetakingsstasjonen i mars 1993 var opp mot 10 mg L^{-1} i Nausta og 15 mg L^{-1} i Trodøla, noe som er ca 3-5 ganger høyere enn normalt. Dette bidro til et kraftig dropp i pH til 5,4 i Nausta og 4,8 i Trodøla, ANC sank til $-7 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Nausta og $-30 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Trodøla, samtidig med en økning i uorganisk aluminium til $20 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ i Nausta og $60 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ i Trodøla. Dette var klart en svært uheldig vannkvalitet for fisk og andre organismer i elva.

I Nausta foregår også invertebratstudier i forbindelse med forsurening og naturlig restituering etter reduserte utslipp av svovel. Dette er overvåkingsundersøkelser som finansieres av Direktoratet for naturforvaltning og utføres av Universitetet i Bergen. Dette vassdraget har vi nå lange dataserier som gir oss mulighet til å påvise biologiske effekter av bedret vannkemi. Dataserien fra dette vassdraget er den i Norge (og internasjonalt) som viser de klareste indikasjonene på positiv utvikling i biologien (invertebrater) som følge av redusert forsurening og vannkjemiske forbedringer. Vannkjemisk overvåking er nødvendig for å kunne videreføre disse studiene. Dataseriene fra Nausta rapporteres også til det internasjonale programmet ICP Waters under Konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensninger.



Figur 39. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Nausta 1980 - 2002.



Figur 40. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Trodøla 1984 - 2002.

Sæta i Gaular

Sæta eller Eldalsvassdraget i Gaular kommune i Sogn og Fjordane er en typisk vestnorsk elv med en svært ionefattig og forsuringfølsom vannkvalitet og hvor naturens tålegrense for forsuring er svært lav. Konsentrasjonene av kalsium er mindre enn $0,6 \text{ mg L}^{-1}$.

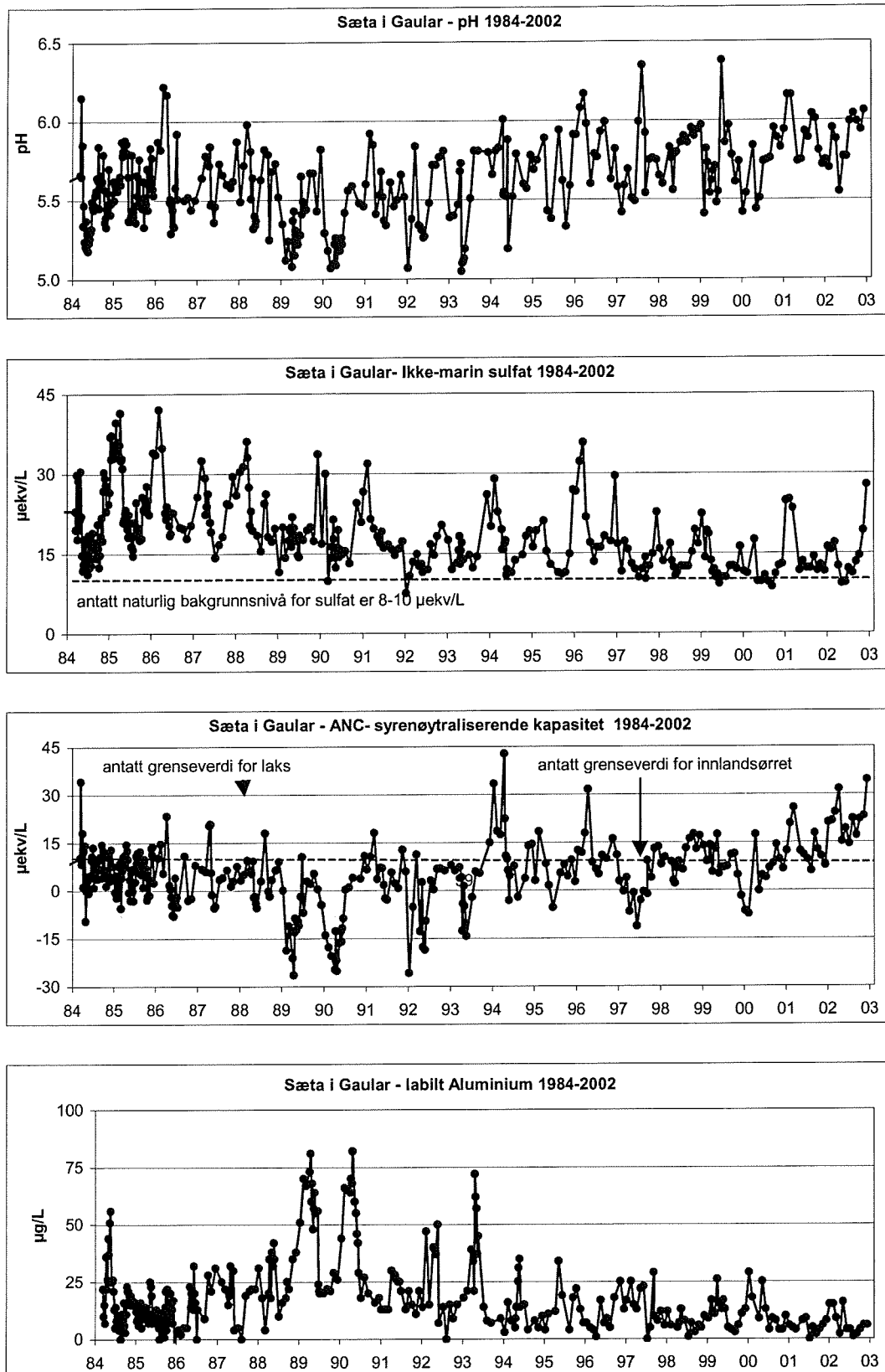
Forsuringssituasjonen i elva er fulgt i 1980 og hvert år siden 1984 (**Figur 41**). I løpet av denne perioden har konsentrasjonene av ikke-marin sulfat blitt halvert fra konsentrasjonsnivåer med topper på $40 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ til verdier ned mot $10 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i dag. Nitrat har vist et uendret konsentrasjonsnivå gjennom måleperioden.

Samtidig og som en følge av nedgangen i sulfat har vi sett en bedring i forsuringssituasjonen uttrykt som pH og ANC. Årsmiddelverdien av pH har økt fra 5,25 i 1980 til 5,82 i 2002, samtidig som årsmiddelverdiene av ANC har endret seg fra $-13 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 1980 til $+22 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002. Grenseverdiene for ANC for innlandsørret er omkring $10 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$ og for laks ca $30 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$. Samtidig har labilt aluminium avtatt fra årsgjennomsnitts-konsentrasjoner på opp mot $50 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ til $7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ i 2002.

På tross av en positiv utvikling er det imidlertid naturgitte forhold som også virker inn på den vannkjemiske situasjonen. Sjøsaltepisoder oppstår fra tid til annen i forbindelse med sterke vinterstormer. Disse stormene kan bringe store mengder sjøsalter inn over land. I områder som Gaular som allerede er forsuret, medfører slike sjøsaltavsetninger en forsuringsepisode.

Sjøsaltepisoder har oppstått flere ganger under overvåkingen av Eldalsvassdraget. Vinteren 1993 var det f.eks. kraftige vinterstormer som virket inn på vannkjemien i elva. Klorid-konsentrasjonene ved prøvetakingsstasjonen var opp mot 7 mg L^{-1} , noe som er minst 6-7 ganger høyere enn normalt. Dette bidro til et kraftig dropp i pH til 5,0 og ANC til $-10 \text{ } \mu\text{ekv L}^{-1}$, samtidig med en kraftig økning i uorganisk aluminium til $70 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Dette var klart en svært uheldig vannkvalitet for fisk og andre organismer i elva.

I Gaular foregår også invertebratstudier i forbindelse med forsuring og naturlig restituering etter reduserte utslipp av svovel. Dette er overvåkingsundersøkelser som finansieres av Direktoratet for naturforvaltning og utføres av Universitetet i Bergen. Dette vassdraget har nå lange dataserier som gir oss mulighet til å påvise biologiske effekter av bedret vannkjemie. Vannkjemisk overvåking er nødvendig for å kunne videreføre disse studiene. I Eldalen ligger dessuten alle bekkelokalitetene for overvåking av aure i DN's program for Biologisk overvåking. Dataseriene fra Gaular rapporteres også til det internasjonale programmet ICP Waters under Konvensjonen om grenseoverskridende luftforurensninger.



Figur 41. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Sæta 1984 - 2002.

Aurdøla i Buskerud

Aurdøla er en sideelv til Urula som renner inn nord i Sperillen. Det er flere store innsjøer i øvre deler av vassdraget, Vangen, Strøen, Nevlingen og Aurdalsfjorden. Store deler av vassdraget danner grenselinjen mellom Buskerud og Oppland. Overvåkingen startet i 1986 (**Figur 42**) og vannprøvene blir tatt ved utløpet av Aurdalsfjorden. Vannet er relativt ionefattig, med kalsiumverdier i området 1 til 2 mg L⁻¹.

I siste del av 80-årene var området markert belastet med sur nedbør. Ikke-marin sulfat lå i området 40 - 60 µekv L⁻¹, og pH-verdier ned til 5,8 ble registrert. Gjennom 90-årene og frem til 2002 er ikke-marin sulfat omtrent halvert og det er ikke registrert pH-verdier under 6 de siste årene. Labilt aluminium er også markert redusert, fra 30 - 40 µg L⁻¹ i slutten av 80-årene til rundt 10 µg L⁻¹ i 2002. ANC er mer enn fordoblet i perioden.

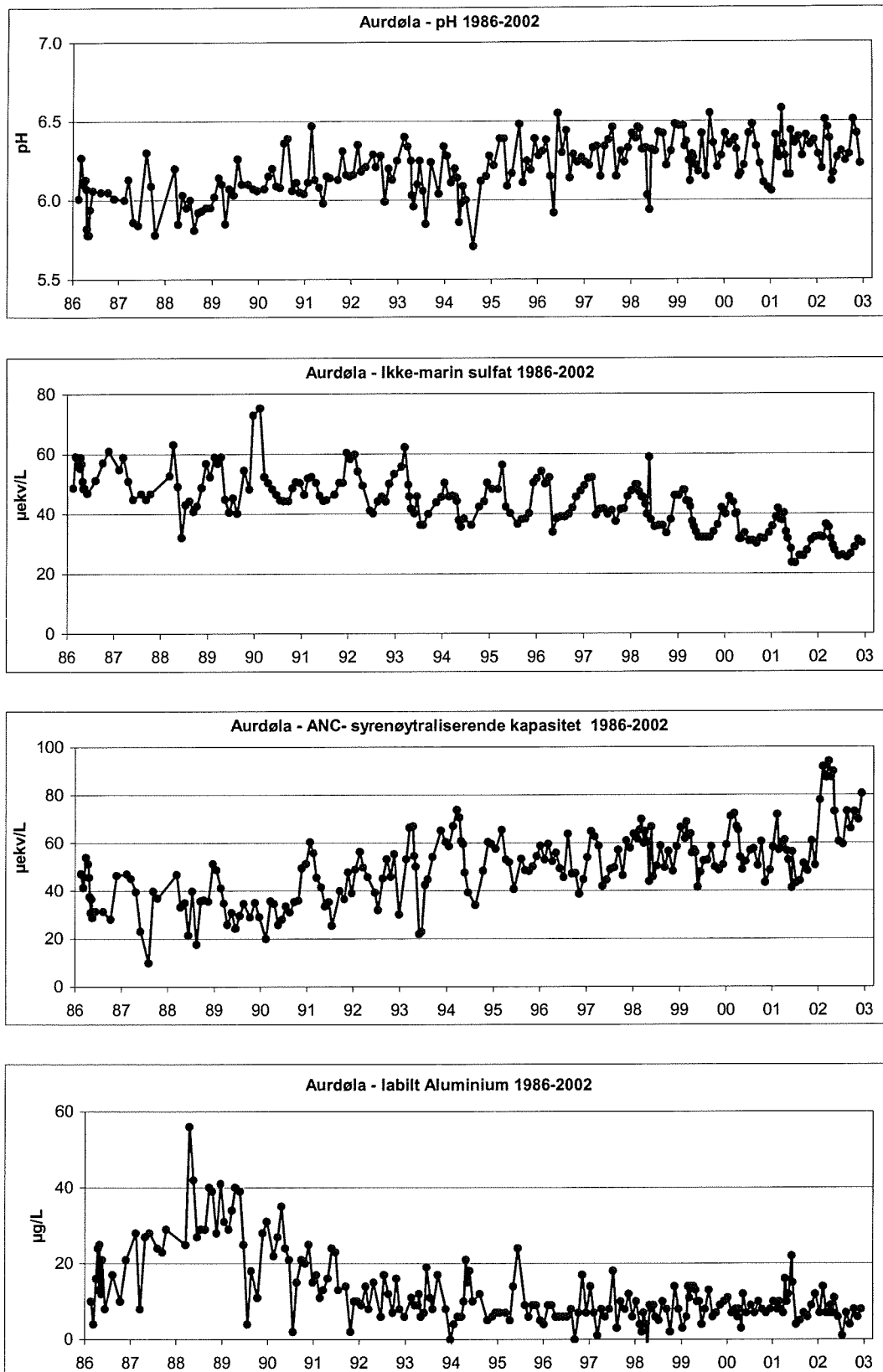
Forbedringen av vannkvaliteten i Aurdøla grunnet redusert svovelbelastning er nå så tydelig at man ikke vil forvente forsureningskader på vannboende organismer.

Øyensåa i Nord-Trøndelag

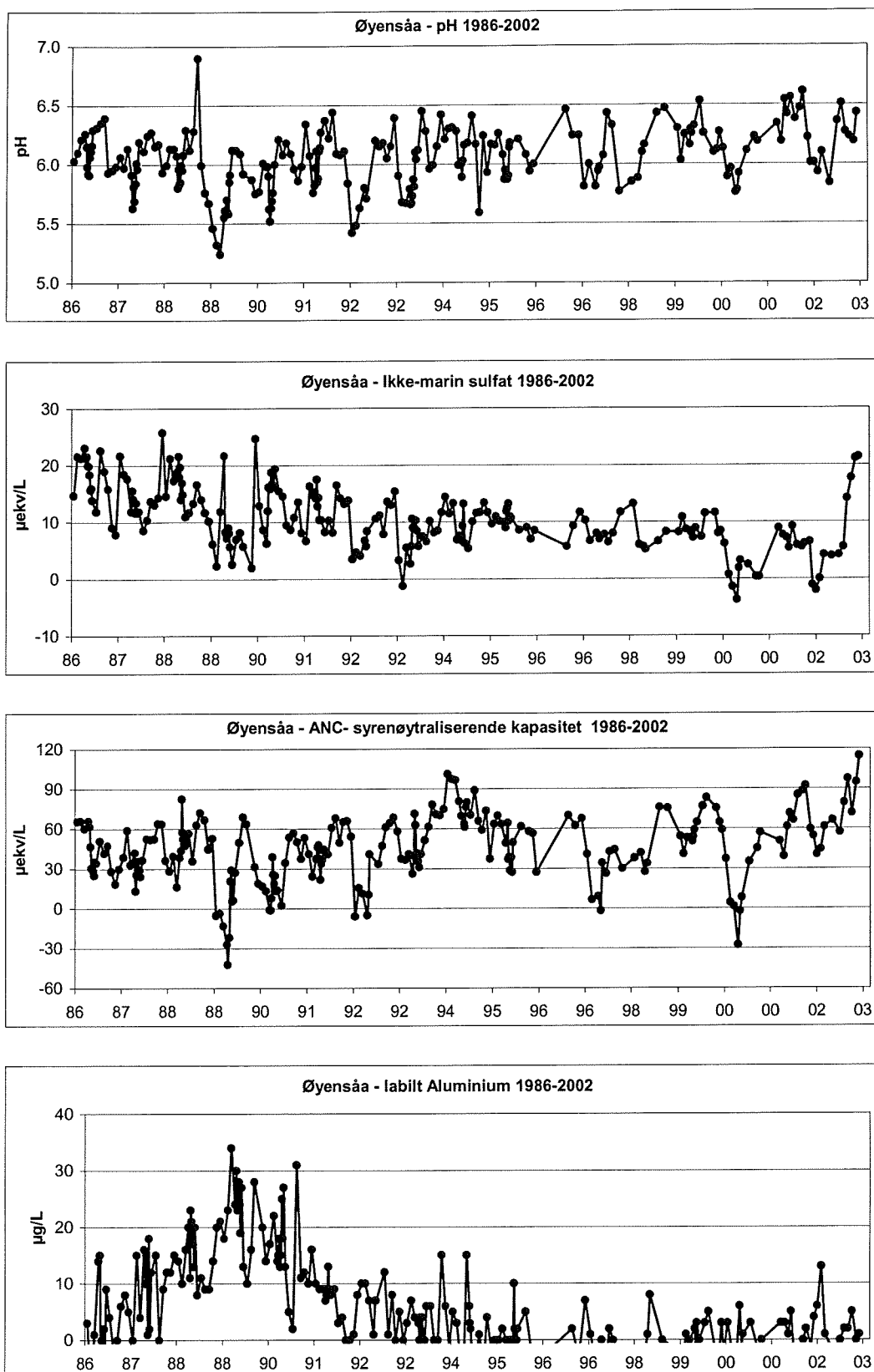
Øyensåa i Namdalseid renner ut innerst i Namsfjorden. Elva har relativt lavt innhold av salter. Kalsiumkonsentrasjonen ligger i området 1 -2 mg L⁻¹. Området har vært lite påvirket av sur nedbør, men også her har det vært en tydelig reduksjon i ikke-marin sulfat siden slutten av 80-årene (**Figur 43**). Høsten 2002 var det en markert økning i sulfat, men en tilsvarende økning i basekationer medførte at ANC likevel viste de høyeste registrerte verdiene siden overvåkingen startet. Årsaken var trolig lite nedbør og dermed lav fortykning. pH ligger vanligvis i området 6,0 - 6,6, men under sjøsaltepisoder kan pH falle under 6.

Labilt aluminium ligger vanligvis < 5 µg L⁻¹, men kom under en sjøsaltepisode vinteren 2002 opp i 13 µg L⁻¹. I slutten av 80-årene ble det ofte registrert konsentrasjoner over 20 µg L⁻¹.

Selv om Øyensåa aldri har vært sterkt påvirket av sur nedbør, kan man likevel registrere en forbedring av vannkvaliteten siden slutten av 80-årene.



Figur 42. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Aurdøla 1986 - 2002.



Figur 43. pH, ikke-marin sulfat, ANC og labilt aluminium i Øyensåa 1986 - 2002.

3.3.5. Elver som kalkes – samlet vurdering

De kalka elvene viser de samme trendene som ukalka elver mhp. nedgang i sulfat og ingen tydelige endringer i nitrat. Alle elvene som er fullkalket med doserer viser, som forventet, en markert økning i pH og konsentrasjon av ikke-marine basekationer omkring tidspunktet for første kalking. I Gjerstadelva, Nidelva og Årdalselva som bare er delvis avsyret (ved innsjøkalking), er økningen mer diffus. Med unntak av Nidelva, lå middel-pH for de kalka elvene over 6,0 i 2002. De lavest registrerte pH-verdiene i 2002 var 5,62 i Nidelva, 5,83 i Årdalselva og 5,96 i Gjerstadelva. Økningen i basekationer, samtidig med nedgangen i sulfat, har medført at alle de kalka elvene har hatt betydelige økninger i ANC. De kalka elvene viser en nedgang i labilt aluminium på 72-93 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Høyeste enkeltverdier av labilt aluminium i 2002 var $45 \mu\text{g L}^{-1}$ i Nidelva og $35 \mu\text{g L}^{-1}$ i Gjerstadelva. Alle Sørlandselvene hadde for øvrig maksimumskonsentrasjoner av labilt Al som lå over $20 \mu\text{g L}^{-1}$. Etter at TOC økte i Sørlandselvene gjennom store deler av 1990-tallet, har konsentrasjonene de 3-4 siste årene flatet ut, eller avtatt til omkring samme nivå som midt på 1980-tallet. Vestlandselvene er lite humuspåvirket og viser ingen tydelige trender i TOC.

De kalka elvene er hovedsakelig lokalisert på Sørlandet og sørlige deler av Vestlandet. En oversikt over elvene, samt middelverdier for utvalgte nøkkelparametre i 2002 er gitt i **Tabell 9**. Grafiske framstillinger av utviklingen i vannkjemi for alle de kalka elvene er gitt i **Figur 44** til **Figur 48**. I det følgende vil disse trendene bli diskutert og kommentert.

Tabell 9. Kalka elver, startår for kalking og middelverdi for utvalgte nøkkelparametre i 2002.

Region	Fylke	Elv	Startår for kalking	Ikke-marin SO ₄ $\mu\text{ekv L}^{-1}$	pH	Ikke-marin (Ca+Mg) $\mu\text{ekv L}^{-1}$	ANC $\mu\text{ekv L}^{-1}$	Labilt Al $\mu\text{g L}^{-1}$
IV	Aust-Agder	Gjerstadelva	1985	47	6.17	113	79	11
IV	Aust-Agder	Nidelva	1996	40	5.87	77	43	16
IV	Aust-Agder	Tovdalselva	1996	38	6.33	111	82	12
IV	Vest-Agder	Mandalselva	1996	22	6.37	93	72	10
IV	Vest-Agder	Lygna	1991	32	6.28	102	73	10
V	Rogaland	Bjerkreimselva	1996	27	6.47	106	71	5
VI	Rogaland	Årdalselva	1996	20	6.23	70	51	3
VII	Hordaland	Ekso	1997	18	6.30	74	58	6

Sulfat

Av overvåkingselvene som kalkes, er det elvene i Aust- og Vest-Agder som har hatt den største prosentvise nedgangen i ikke-marin sulfat. Fra 1980 til 2002 har nedgangen (basert på lineær regresjon) vært ca. 50-60 % i Sørlandselvene og noe mindre (45-50 %) i Rogaland og Hordaland. Dette mønsteret er sammenfallende med det som er observert i de ukalkede elvene. Elvene i Aust-Agder har fortsatt konsentrasjoner av ikke-marin sulfat over $40 \mu\text{ekv L}^{-1}$, mens nivåene avtar vestover og nordover til Ekso i Hordaland. Her var middelkonsentrasjonen $18 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002. Etter å ha avtatt kraftig i løpet av 1990-tallet, ser sulfatkonsentrasjonene ut til å ha flatet noe mer ut de tre siste årene.

Nitrat

Konsentrasjonene av nitrat i elvene gjenspeiler i stor grad deponeringsnivået. De høyeste konsentrasjonene måles i Bjerkreimselva ($25 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002), mens de laveste finnes i Ekso ($8 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002). I de fleste elvene har årsmiddelkonsentrasjonen av nitrat holdt seg relativt konstant siden 1980. Det kan imidlertid synes å være en synkende tendens i Gjerstadelva og en svakt økende tendens i Årdalselva.

Klorid og ikke-marin natrium

I alle elvene er det registrert en generell stigning i konsentrasjonene av ikke-marin natrium de siste to årene, etter en relativt kraftig sjøsaltepisode vinteren 2000. Det ble ikke registrert tydelige sjøsaltepisoder på Sørlandet i 2002 (kun positive verdier for ikke-marin natrium). Lenger vest, i Årdalselva og Ekso var det imidlertid en sjøsaltepisode i januar-mars 2002. Denne hadde størst effekt i Ekso, hvor konsentrasjonene av ikke-marin natrium sank ned mot $-20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ midt i mars.

TOC

Elvene på Sørlandet har et midlere TOC-nivå på $3-5 \text{ mg L}^{-1}$, mens elvene lengre vest, Bjerkreimselva, Årdalselva og Ekso ligger omkring 1 mg L^{-1} . I Sørlandselvene har det vært en nærmest syklisk variasjon i TOC-konsentrasjonene gjennom overvåkingsperioden: Etter et relativt høyt TOC-nivå på midten av 1980-tallet, sank årsmiddelkonsentrasjonene gradvis fram til omkring 1990. Deretter steg verdiene kraftig gjennom 1990-tallet. I løpet de 3-4 siste årene har verdiene flatet ut, eller avtatt til omkring samme nivå som på midten av 1980-tallet. Det er en svak tendens til en lignende trend i elvene lengre vest, men TOC-nivået her er mye lavere og mindre variabelt enn i Sørlandselvene.

pH

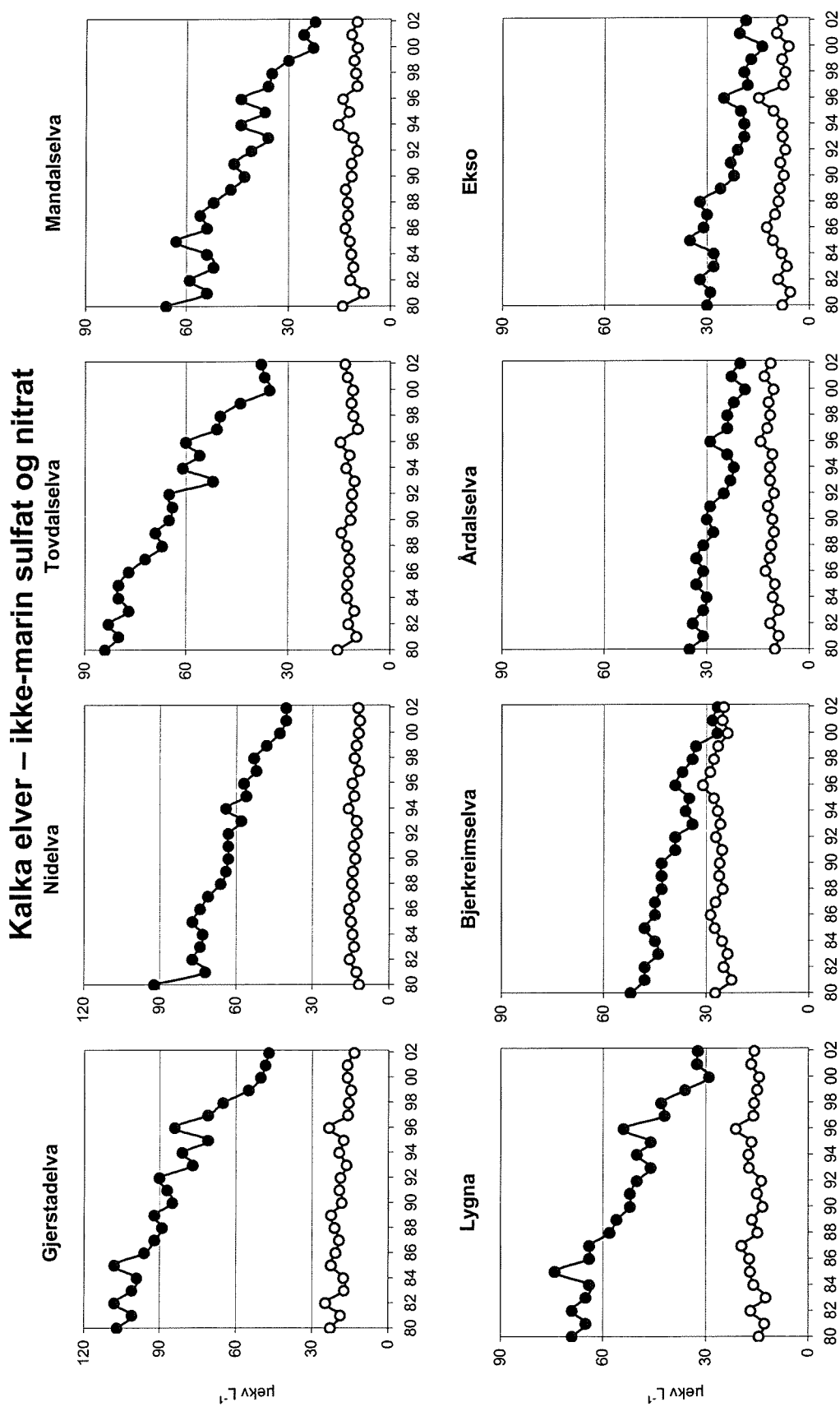
Kalking medfører en kraftig endring av elvenes surhet og konsentrasjon av basekationer. Indirekte fører dette også til endringer i aluminiumets tilstandsform samt vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). Kalkingsinnsatsen varierer noe mellom vassdragene. I Gjerstadelva, Nidelva og Årdalselva er kun deler av vassdraget avsyret (innsjøkalking), mens de øvrige vassdragene mer fullstendig kalket ved hjelp av doserere. Med unntak av Nidelva, ligger middelverdien for de kalkede elvene i dag på $\text{pH} > 6$. pH-årsmiddel for Nidelva i 2002 var 5,87, mens de andre elvene hadde pH-årsmidler mellom 6,17 (Gjerstadelva) og 6,47 (Bjerkreimselva). De laveste registrerte pH-verdier i 2002 var 5,62 i Nidelva, 5,83 i Årdalselva og 5,96 i Gjerstadelva. Mens Nidelva hadde $\text{pH} < 6,0$ i 12 av 15 prøver i 2002, hadde Tovdalselva, Mandalselva, Bjerkreimselva og Ekso alle minimumsverdier høyere enn $\text{pH} 6,0$.

Aluminium

Alle elvene som kalkes, viser en betydelig og signifikant nedgang i labilt aluminium. Nedgangen har vært mellom 72-93 % (snitt: 83) i mellom periodene 1984-89 og 2000-02. Til sammenligning har nedgangen i de ukalkede elvene vært 42-89 % (snitt: 66) i samme periode. Høyeste årlige middelkonsentrasjon av labilt aluminium i 2002 var $16 \mu\text{g L}^{-1}$ i Nidelva. Alle Sørlandselvene hadde middelkonsentrasjoner $\geq 10 \mu\text{g L}^{-1}$, mens Bjerkreimselva, Årdalselva og Ekso hadde middelverdier i intervallet $3-6 \mu\text{g L}^{-1}$. Høyeste enkeltverdier av labilt aluminium var $45 \mu\text{g L}^{-1}$ i Nidelva og $35 \mu\text{g L}^{-1}$ i Gjerstadelva. Alle Sørlandselvene hadde for øvrig maksimumsverdier som lå over $20 \mu\text{g L}^{-1}$. Dette er nivåer hvor det kan oppstå skader på laks i vassdragene.

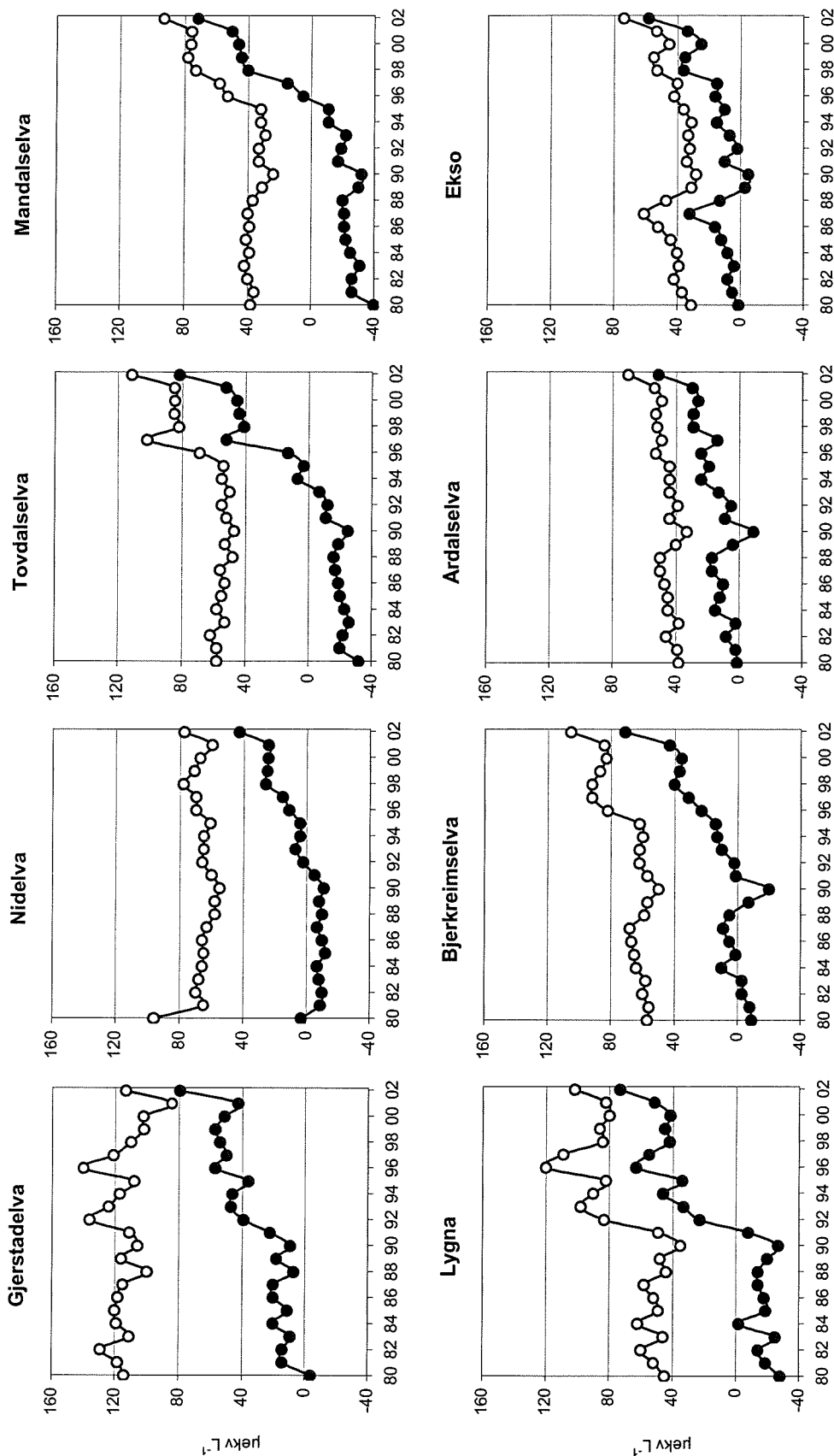
ANC og basekationer

Elvene som er kalket med doserer (Tovdal, Mandal, Lygna, Bjerkreim, Ekso) viser et tydelig hopp i konsentrasjonen av basekationer omkring tidspunktet for igangsetting av tiltakene (Figur 45). I elvene som bare er delvis avsyret gjennom innsjøkalking er økningen mer diffus. Den kraftige økningen i basekationer samtidig med at sulfatkonsentrasjonene har fortsatt å synke gjennom siste tiårsperiode, har medført at alle de kalka elvene har hatt betydelige økninger i ANC. Årlige ANC-middel i de kalka elvene i 2002 varierte fra $43 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Nidelva til over $70 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Gjerstadelva, Tovdalselva, Mandalselva, Lygna og Bjerkreimselva. ANC-verdiene var klart høyere i 2002 sammenlignet med året før. Dette skyldtes i stor grad en svært nedbørfattig høst i 2002, med uvanlig høye konsentrasjoner av basekationer i vassdragene.

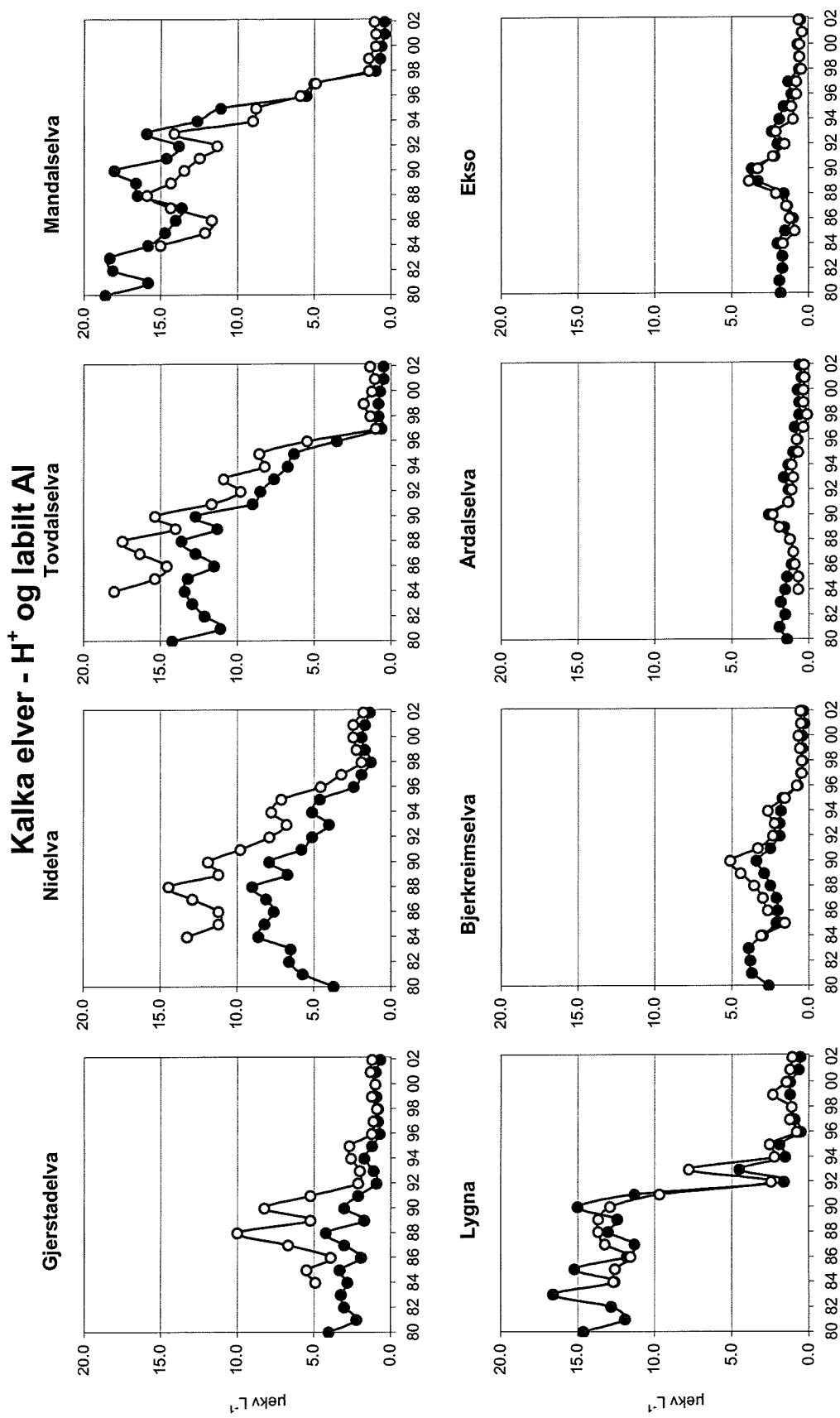


Figur 44. Ikke-marine sulfat og nitrat i kalka elver. Ikke-marine sulfat ● og nitrat ○. Enhet: $\mu\text{kv L}^{-1}$.

Kalka elver - ANC og ikke-marine basekationer

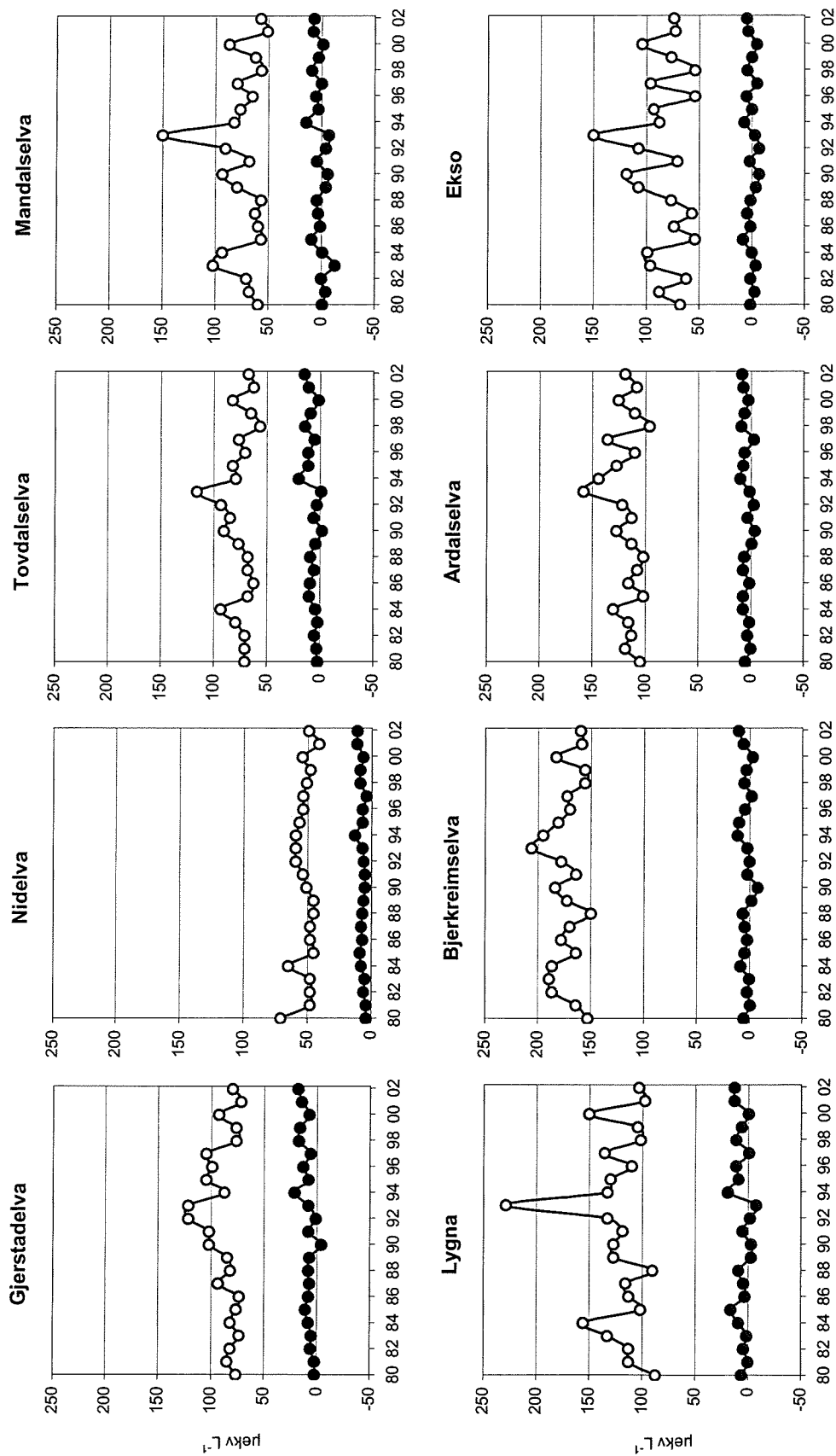


Figur 45. ANC og ikke-marine basekationer (Ca+Mg) i kalka elver. ANC ● og ikke-marine basekationer (Ca+Mg) ○. Enhet: µekv L⁻¹.

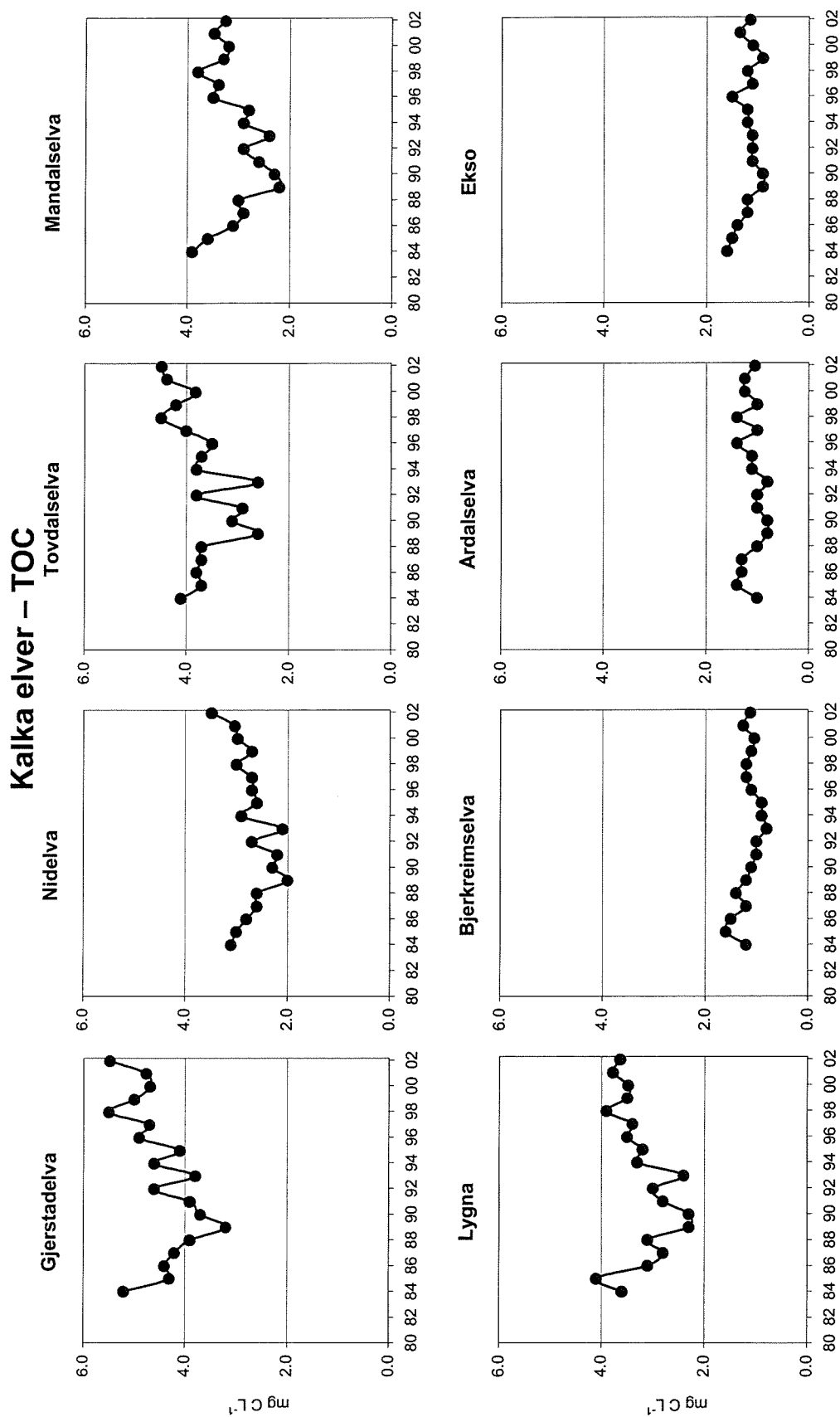


Figur 46. H^+ og labilt Al i kalka elver. H^+ ● og labilt Al ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

Kalka elver - klorid og ikke-marin natrium



Figur 47. Klorid og ikke-marin natrium i kalka elver. Ikke-marin natrium ● og klorid ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.



Figur 48. Total organisk karbon (TOC) i kalka elver. Enhet: mg CL⁻¹.

3.3.6. Elver som kalkes – vurdering av hver enkelt elv

Gjerstadelva

Gjerstadelva har et nedbørfelt på 380 km² og en middelvannføring på 11 m³/s i utløpet ved Sønedeled i Aust-Agder (der hvor overvåkingsstasjonen ligger). Et vandringshinder ved utløpet hindrer anadrom fisk (laks og sjørret) i å komme opp i elva. Hovedmålet i forhold til kalking er derfor å forbedre forholdene for innlandsfisk. Elva er ikke fullstendig kalket, men en del innsjøer i den øvre delen av vassdraget er kalket siden midten av 1980-tallet. Kalkmengdene varierer noe fra år til år, men har i de senere år (1998-2000) ligget omkring 10-60 tonn (DN 2000).

Gjerstadelva ligger i en overgangssone mellom mindre sure østlandsvassdrag og de kronisk sure sørlandsvassdragene. Elva har derfor vist en raskere forbedring mht. forsuring enn nabovassdragene i vest. Selv om kalking i den øvre delen har bidratt noe til denne bedringen, er det liten tvil om at redusert sur nedbør har vært hovedårsaken. Gjerstadelva er den mest humøse av de kalkede overvåkingsvassdragene, med årsmiddelkonsentrasjoner for TOC som ofte ligger i intervallet 4-6 mg L⁻¹. Elva hadde også de høyeste konsentrasjonene av ikke-marin sulfat (>100 µekv L⁻¹) på 1980-tallet. Dette betyr ikke at svoveldeposisjonen her var høyere enn ellers på Sørlandet, men skyldes at vassdraget har relativt lav spesifikk avrenning (fortynningsvolum) sammenlignet med elvene lengre vest.

Årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat i elva er redusert med omlag 55 % fra 1980 til 2002 (lineær regresjon). Samtidig er konsentrasjonene av labilt aluminium er redusert 85 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Basert på overvåkingen de tre siste årene forekommer det imidlertid fortsatt forsuringsepisoder hvor pH i elva synker til 5,5-5,7 og konsentrasjonene av labilt aluminium øker til 25-35 µg L⁻¹. Dersom episoder av denne typen varer over flere dager, kan det medføre skader på vannlevende organismer.

Nidelva (Arendalsvassdraget)

Dette er det største vassdraget på Sørlandet i utstrekning, med et nedbørfeltareal på 4025 km². Vassdraget inkluderer de store innsjøene Nisser, Fyresvatn og Nesvatn i Telemark og renner videre gjennom Aust-Agder før det munner ut i sjøen ved Arendal. Middelvannføringen ved utløpet er beregnet til 115 m³/s. Anadrom fisk kan ha problemer med å passere området omkring Rygene (hvor prøvene ifm. overvåkingen tas), men kan deretter vandre til Eivindstad kraftverk som ligger ca. 22 km fra utløpet. Kalkingen i vassdraget er konsentrert om den øvre delen (Nisser, Fyresvatn, samt en rekke mindre innsjøer). På grunn av tilførsel av mye surt vann nedstrøms disse områdene, må den nedre delen av elva kun karakteriseres som delvis kalket.

Nidelva er middels humuspåvirket, med TOC-årsmidler i intervallet 2-4 mg L⁻¹. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med nær 50 %, fra et utgangspunkt på ca. 85 µekv L⁻¹. Konsentrasjonene av labilt aluminium er redusert med omlag 80 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Basert på overvåkingen de tre siste årene ligger pH i elva vanligvis i området 5,5-6,0. pH-verdier over 6,0 forekommer unntaksvis. Konsentrasjonene av labilt aluminium ligger ofte over 20 µg L⁻¹, men topper på 45-65 µg L⁻¹ er også fanget inn i løpet av de tre siste årene. Det er derfor klart at vannkvaliteten ennå ikke er god nok til å unngå skader på anadrom fisk i vassdraget. Basert på eksperimentelle forsøk er det funnet at konsentrasjoner av labilt aluminium som overstiger 20 µg L⁻¹ kan medføre betydelig skade / moderat dødelighet på laksesmolt i ferskvann og betydelig skade / betydelig dødelighet i sjøvann dersom smolten vandrer ut av elva rett etter eksponeringen (Hindar et al. 1997).

I forbindelse med at vassdraget kalkes, blir både vannkjemi og vannbiologi fulgt opp i et nasjonalt effektoppfølgingsprogram som administreres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Den biologiske overvåkingen varierer noe i omfang fra år til år, men har inkludert planteplankton, dyreplankton, bunndyr, fisk og vannvegetasjon.

Tovdalselva

Tovdalselva har et nedbørfelt på 1885 km² og en middelvannføring på 65 m³/s ved utløpet i Topdalsfjorden ved Kristiansand. Overvåkingsstasjonen ligger ved Boenfossen, som ligger noen få kilometer ovenfor brakkvannssonen i elva. Anadrom fisk kan gå omlag 35 km oppover i elva, til Herefossfjorden. Hovedmålet i forhold til kalking er å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva. Vassdraget er kalket siden 1996 ved en kombinasjon av innsjøkalking (Oggevatn) og dosereralking (5 store og en mindre doserer). Vannkvalitetsmålet på anadrom strekning er satt til pH 6,2 i perioden 15. februar – 31. mai og 6,0 resten av året.

Tovdalselva er noe mer humuspåvirket enn Nidelva, og siden 1998 har TOC stort sett ligget over 4 mg L⁻¹ som årsmiddel. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med omlag 55 %, fra et utgangspunkt på nær 90 µekv L⁻¹. Samtidig er konsentrasjonene av labilt aluminium redusert med over 90 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Basert på overvåkingen de tre siste årene ligger pH i elva vanligvis > 6,0. Kontinuerlig overvåking ved Boenfossen har imidlertid vist at pH under visse hydrologiske forhold kan synke under dette nivået (DN 2002). Konsentrasjonene av labilt aluminium har stort sett ligget under 20 µg L⁻¹ i den siste treårs-perioden (maks 27 µg L⁻¹ i april 2002). Konsentrasjoner av labilt aluminium som overstiger 20 µg L⁻¹ kan medføre betydelig skade / moderat dødelighet på laksesmolt i ferskvann og betydelig skade / betydelig dødelighet i sjøvann dersom smolten vandrer ut av elva rett etter eksponeringen (Hindar et al. 1997). For å unngå skader, bør konsentrasjonen helst være under 10 µg L⁻¹.

I forbindelse med at vassdraget kalkes, blir både vannkjemi og vannbiologi fulgt opp i et nasjonalt effektoppfølgingsprogram som administreres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Den biologiske overvåkingen varierer noe i omfang fra år til år, men har inkludert bunndyr, fisk og vannvegetasjon.

Mandalselva

Mandalselva har et nedbørfelt på 1809 km² og en middelvannføring på 86 m³/s i utløpet ved Mandal i Vest-Agder. Overvåkingsstasjonen ligger ved Marnardal, som ligger omlag 20 kilometer ovenfor utløpet. Anadrom fisk (laks og sjørret) kan gå til Kavfossen, nær 5 mil opp i elva. Hovedmålet i forhold til kalking er å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva. Vassdraget er kalket siden 1996 ved hjelp av tre store doserere i hovedelva og fem mindre doserere som er plassert i sure sidevassdrag. Vannkvalitetsmålet på anadrom strekning er satt til pH 6,2 i perioden 15. februar – 31. mai og 6,0 resten av året.

Mandalselva er middels humuspåvirket, med TOC-årsmidler i intervallet 2-4 mg L⁻¹. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med 60 %, fra et utgangspunkt på omkring 65 µekv L⁻¹. Konsentrasjonene av labilt aluminium er redusert med over 90 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Basert på overvåkingen de tre siste årene ligger pH i elva vanligvis > 6,0. Kontinuerlig overvåking ved Kjølamo, som ligger like ovenfor brakkvannssonen i elva, har imidlertid vist at pH under visse hydrologiske forhold kan synke noe under dette nivået (DN 2002). Konsentrasjonene av labilt aluminium har stort sett ligget under 20 µg L⁻¹ i den siste treårs-perioden (maks 25 µg L⁻¹ i februar 2002). Konsentrasjoner av labilt aluminium som overstiger 20 µg L⁻¹ kan medføre betydelig skade / moderat dødelighet på laksesmolt i ferskvann og betydelig skade / betydelig dødelighet i sjøvann dersom smolten vandrer ut av elva rett etter eksponeringen (Hindar et al. 1997). For å unngå skader, bør konsentrasjonen helst være under 10 µg L⁻¹.

I forbindelse med at vassdraget kalkes, blir både vannkjemi og vannbiologi fulgt opp i et nasjonalt effektoppfølgingsprogram som administreres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Den biologiske overvåkingen varierer noe i omfang fra år til år, men har inkludert bunndyr, fisk og vannvegetasjon.

Lygna

Dette vassdraget har et nedbørfelt på 664 km² og en middelvannføring på 30 m³/s ved utløpet i Lyngdalsfjorden, Vest-Agder. Overvåkingsstasjonen ligger ved Vegge, omlag 10 kilometer ovenfor utløpet. Anadrom fisk kan gå til Kvåsfossen, som ligger ca. 20 km oppe i elva. Fra starten i 1991 ble det kun kalket med én doserer, som var plassert i den øvre delen av elva. Etter 2000 er vassdraget kalket ved hjelp av ytterligere én doserer, plassert like ovenfor den anadrome strekningen. Etter dette har målet med kalkingen vært å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva. Vannkvalitetsmålet på anadrom strekning er satt til pH 6,4 i perioden 15. februar – 31. mars, 6,2 i perioden 1. april – 31. mai og 6,0 resten av året. Årsaken til at pH-målet er satt noe høyere her enn i Tovdal og Mandal, er at Lygna har mange sure sidevassdrag på anadrom strekning og at det trengs rask avgifting av dette vannet.

Lygna er middels humuspåvirket, med TOC-årsmidler i intervallet 2-4 mg L⁻¹. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med 55 %, fra et utgangspunkt på omkring 75 µekv L⁻¹. Konsentrasjonene av labilt aluminium er redusert med 90 % i perioden 1984-89 til 2000-02. På grunn av mange sure sidevassdrag har det vært vanskelig å holde en stabil vannkvalitet i den nedre delen av elva. Dette ble mye bedre etter etableringen av doseringsanlegg nr. 2 våren 2000, men fremdeles ble det registrert hyppige episoder med pH ned mot 5,5 både i 2000 og 2001. Fra og med 2002 ble det ikke målt pH < 6,0 i de manuelt innsamlede prøvene ved Vegge. I den siste treårs-perioden er det fanget inn tre tydelige toppe i konsentrasjonen av labilt aluminium, med maksimumsverdier opp mot 40 µg L⁻¹. Høyeste konsentrasjon i 2002 var 23 µg L⁻¹. Konsentrasjoner av labilt aluminium som overstiger 20 µg L⁻¹ kan medføre betydelig skade / moderat dødelighet på laksesmolt i ferskvann og betydelig skade / betydelig dødelighet i sjøvann dersom smolten vandrer ut av elva rett etter eksponeringen (Hindar et al. 1997). For å unngå skader, bør konsentrasjonen helst være under 10 µg L⁻¹.

I forbindelse med at vassdraget kalkes, blir både vannkjemi og vannbiologi fulgt opp i et nasjonalt effektoppfølgingsprogram som administreres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Den biologiske overvåkingen varierer noe i omfang fra år til år, men har inkludert bunndyr, fisk, fossefall og vannvegetasjon.

Bjerkreimselva

Bjerkreimselva har et nedbørfelt på 706 km² (før regulering) og en middelvannføring på 54 m³/s i utløpet ved Egersund i Rogaland. Overvåkingsstasjonen ligger ved Tengs, rett før utløpet i sjøen. Anadrom fisk (laks og sjørret) kan vandre flere titalls kilometer, langs flere sidegrener i vassdraget. Hovedmålet i forhold til kalking er å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva. Vassdraget er kalket siden 1996 ved en kombinasjon av innsjøkalking (Ørdsalsvatn, Austrumdalsvatn, samt flere små vatn) og ett doseringsanlegg plassert i hovedelva ca. 25-30 km fra utløpet i sjøen. Vannkvalitetsmålet på anadrom strekning er satt til pH 6,2 i perioden 15. februar – 31. mai og 6,0 resten av året.

Bjerkreimselva er lite humuspåvirket, med midlere TOC-verdier i overkant av 1 mg L⁻¹. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med 45 %, fra et utgangspunkt på omkring 50 µekv L⁻¹. Konsentrasjonene av labilt aluminium har hele tiden vært lavere enn i Sørlandselvene (**Figur 46**) og er dessuten redusert med omkring 80 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Bjerkreimselva har høyest nitrogenkonsentrasjon av overvåkingselvene. Landbruksarealer i de lavereliggende delene av vassdraget kan bidra noe til dette, men det er også dokumentert at utmarksområdene i Bjerkreim ligger på "landstoppen" når det gjelder lekkasje av nitrogen fra atmosfæriske kilder (Kaste et al. 1997).

Flere store innsjøer i nedbørfeltet medfører av vannkvaliteten i de nedre delene av elva er nokså dempet mht. korttidssvingninger. Basert på overvåkingen de tre siste årene har pH hele tiden ligget over 6,0 og konsentrasjonene av labilt aluminium stort sett ligget under 10 µg L⁻¹. Ved disse nivåene

av labilt aluminium er det trolig liten fare for skade på laksesmolt, både i ferskvann og i sjøvann (Hindar et al. 1997). Bjerkreimselva har da også utmerket seg positivt i de siste årene med et betydelig oppsving i laksefangstene (DN 2002).

I forbindelse med at vassdraget kalkes, blir både vannkjemi og vannbiologi fulgt opp i et nasjonalt effektoppfølgingsprogram som administreres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Den biologiske overvåkingen varierer noe i omfang fra år til år, men har inkludert planteplankton, dyreplankton, bunndyr, fisk og vannvegetasjon. Bjerkreimsvassdraget har vært inngående studert i forbindelse med flere forskningsprosjekter finansiert av Norges forskningsråd og EU: "Nitrogen fra fjell til fjord" (1992-1996), "Nitrogenretensjon i fjell- og heiområder" (1999-2002), og "Integrated Nitrogen Model for European Catchments – INCA" (2000-2003). Aktiviteten fortsetter også i de nærmeste årene i form av klimarelatert forskning, finansiert av NFR og EU.

Årdalselva

Årdalselva har et nedbørfelt på 551 km² (før regulering) og en middelvannføring på 45 m³/s ved utløpet i Boknafjord-systemet i Rogaland. Overvåkingsstasjonen ligger nær utløpet i fjorden. Anadrom fisk kan gå til Djupingfossen, ca 10 km opp i elva. Kalkingen i Årdalsvassdraget er begrenset til innsjøen Sandvatn (nedbørfeltareal 21 km²). Innsjøen kalkes hvert år, i 2003 med 130 tonn kalksteinsmel-VK3 (E. Enge, Fylkesm. i Rogaland, pers. medd.). Ved siden av å kalke for innlandsfisk i Sandvatn, er målet også å forbedre vannkvaliteten for anadrom fisk i vassdraget.

Årdalselva er lite humuspåvirket, med midlere TOC-verdier i overkant av 1 mg L⁻¹. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med 50 %, fra et utgangspunkt på omkring 30 µekv L⁻¹. Konsentrasjonene av labilt aluminium har hele tiden vært betydelig lavere enn i Sørlandselvene (**Figur 46**) og er dessuten redusert med omkring 70 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Basert på overvåkingen de tre siste årene har pH gjennomgående ligget over 6,0. Eneste unntak var tidlig i mai 2002, da det ble målt en pH på 5,8. Konsentrasjonene av labilt aluminium er svært lave, vanligvis under 5 µg L⁻¹. Høyeste verdi den siste treårs-perioden var 11 µg L⁻¹ i forbindelse med en sjøsaltepisode vinteren 2000. Ved disse nivåene av labilt aluminium er det trolig liten fare for skade på laksesmolt, både i ferskvann og i sjøvann (Hindar et al. 1997).

Ekso

Eksingedalsvassdraget har et nedbørfelt på 410 km² (før regulering) og en middelvannføring på 20 m³/s ved utløpet i Eidsfjorden i Hordaland. Overvåkingsstasjonen ligger like ovenfor utløpet i sjøen. Anadrom fisk kan gå til Raudfossen, omlag 4 km opp i elva. Ekso er sterkt regulert, både i øvre og nedre deler av vassdraget. I nedre del blir vann ført i tunnel utenom den lakseførende strekningen, til Myster kraftverk som har utløp til hovedelva ca. 1 km før munningen i sjøen. Den anadrome strekningen har derfor svært redusert vannføring, og er i tillegg sterkt påvirket av surt vann fra det lokale nedbørfeltet. For å motvirke dette, er strekningen kalket ved hjelp av dosererer siden 1997. Det er foreløpig ikke igangsatt kalking av vannet som renner gjennom Myster kraftverk. Målet med kalkingen er å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva. Vannkvalitetsmålet på den anadrome strekningen (oppstrøms utløpet fra Myster kraftverk) er satt til pH 6,4 i perioden 15. februar – 15. juni og 6,2 ellers i året.

Ekso er som de fleste vestlandsvassdrag lite humuspåvirket, med midlere TOC-verdier i overkant av 1 mg L⁻¹. Basert på lineær regresjon for perioden 1980-2002 er årsmiddelkonsentrasjonen av ikke-marin sulfat redusert med 50 %, fra et utgangspunkt på omkring 30 µekv L⁻¹. Konsentrasjonene av labilt aluminium har hele tiden vært betydelig lavere enn i Sørlandselvene (**Figur 46**) og er dessuten redusert med omkring 70 % i perioden 1984-89 til 2000-02. Basert på overvåkingen de tre siste årene har pH med få unntak ligget over 6,0. Konsentrasjonene av labilt aluminium ligger vanligvis under 10 µg L⁻¹. Høyeste verdi den siste treårs-perioden var 15 µg L⁻¹ i forbindelse med en sjøsaltepisode i mars-april 2002. Ved dette konsentrasjonsnivået av labilt aluminium kan det oppstå moderat skade på

laksesmolt i ferskvann, men betydelig skade i sjøvann, dersom smolten vandrer ut av elva rett etter eksponeringen (Hindar et al. 1997).

I forbindelse med at vassdraget kalkes, blir både vannkjemi og vannbiologi fulgt opp i et nasjonalt effektoppfølgingsprogram som administreres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Den biologiske overvåkingen varierer noe i omfang fra år til år, men har inkludert bunndyr, fisk og vannvegetasjon.

3.3.7. Feltforskningsstasjoner

Alle feltforskningsområdene viste betydelig nedgang i sulfat både i 80- og 90-årene. Alle feltene hadde en større nedgang i perioden 1990-2000 sammenlignet med 1980-1990. Siden overvåkingen startet har feltforskningsområdene på Sør- og Østlandet hatt en nedgang i sulfatkonsentrasjonen i avrenning på 59 - 69 %. Storgama hadde en videre nedgang i 2002 til den laveste registrerte årsmiddelverdien for sulfat. Fra 2000 til 2002 er det bare Storgama og Langtjern som viser en nedgang i sulfatkonsentrasjonen. De øvrige områdene hadde en liten til moderat økning i konsentrasjon av ikke-marin sulfat fra 2000 til 2002. Det er ingen trender i nitratkonsentrasjonen i avrenningen i noen av feltforsknings-områdene. Det er høyest nitratkonsentrasjoner i Øygardsbekken, Birkenes og Storgama som er de feltene som ligger i områder med høyest N-deposisjon. ANC, pH og labilt Al viser tydelig forbedring i Storgama og Langtjern. Birkenes, Øygardsbekken og Svartetjern er påvirket av sjøsalter, men sjøsaltpåvirkningen var moderat både i 2001 og 2002. Birkenes og Øygardsbekken viser fortsatt svært høye konsentrasjoner av labilt Al (årsmidler i 2002 hhv 159 og 65 $\mu\text{g L}^{-1}$). De andre feltforsknings-områdene hadde årlig veid labilt Al $\leq 35 \mu\text{g L}^{-1}$. I Storgama og Langtjern er konsentrasjonene av labilt aluminium redusert til 1/3 i løpet av de siste 12 årene.

Årsmiddelkonsentrasjoner for feltforskningsstasjonene beregnes som årlige volum-veide middelkonsentrasjoner. Volum-veide årsmidler er definert som årstransport delt med årsavrenning.

Sulfat

Birkenes, Storgama, Svartetjern, Øygardsbekken og Dalelva viste nedgang i sulfatkonsentrasjonen i fra 2001 til 2002, mens Langtjern og Kårvatn var uendret. (**Figur 49**). Alle feltforskningsområdene, med unntak av Øygardsbekken viser signifikant nedgang i sulfat i 90-årene og i 20-årsperioden siden 1980 der data finnes (**Tabell 10**). Birkenes, Langtjern og Storgama har hatt en reduksjon i sulfatkonsentrasjon siden 1980 på mellom 59 % og 69 %. Birkenes har hatt den største årlige nedgang i sulfatkonsentrasjonen i perioden 1980 -2002 med -3,7 $\mu\text{ekv/år}$, fulgt av Storgama og Langtjern med hhv. -2,5 og -2,2 $\mu\text{ekv/år}$. Dalelva har siden 1989 hatt en nedgang på -3,1 $\mu\text{ekv/år}$. Også i Kårvatn på Nordvestlandet har det vært signifikant nedgang både siden 1980 og over siste 12-årsperiode, men med en mye mindre nedgang (-0,2 $\mu\text{ekv/år}$ fra 1980 til 2002) enn i de andre feltene siden lokaliteten er et lite forurenset referanseområde. Sulfatnivået i Kårvatn ligger svært nær det en vil forvente er naturlig bakgrunnsnivå for sulfat (7 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ i 2002). Svartetjern har også hatt nedgang i sulfat siden målingene begynte i 1994 (-1,3 $\mu\text{ekv/år}$). Øygardsbekken viser store variasjoner fra år til år, men viser en klar nedadgående trend fra 1994 til 2002 (-2,0 $\mu\text{ekv/år}$). Samlet sett synes nedgangen i sulfatkonsentrasjoner ved feltforskningsområdene å flate ut de siste årene. Fra 2000 til 2002 er det bare Storgama og Langtjern som viser en fortsatt moderat nedgang i sulfatkonsentrasjonen. De øvrige områdene viser en liten til moderat økning. Fremtidig overvåking vil vise om dette var en tilfeldig variasjon grunnet klimatiske årsaker, eller om den nedadgående trenden er brutt. Man må nok i alle fall forvente en mindre årlig reduksjon i sulfatkonsentrasjonene i årene fremover. Hvis den årlige nedgangen fra 90-årene skulle fortsette, vil sulfatkonsentrasjonen i flere områder nå naturlig bakgrunnsnivå i løpet av få år.

Tabell 10. Endringer pr. år i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ for ikke-marin sulfat (SO_4^*) i feltforskningsstasjonene for perioden 1980-1990, 1990-2000, 2000-2002 og 1980-2002. Beregningene er gjort ved enkel regresjon av årlig volum-veid middelveid for hver enkelt stasjon. Svartetjern, Øygardsbekken og Dalelva har ikke full serie siden 1980 og årstallene i parentes angir startår.

	1980-1990		1990-2000		2000-2002		1980-2002	
	årlig endring	%-vis	årlig endring	%-vis	årlig endring	%-vis	årlig endring	%-vis
	SO_4^*	endring	SO_4^*	endring	SO_4^*	endring	SO_4^*	endring
	$\mu\text{ekv L}^{-1}$		$\mu\text{ekv L}^{-1}$	$\mu\text{ekv L}^{-1}$		$\mu\text{ekv L}^{-1}$	$\mu\text{ekv L}^{-1}$	
Birkenes	-4,3	-31	-4,8	-44	3,5	14	-3,7	-59
Storgama	-1,7	-22	-3,6	-57	-1,0	-9	-2,5	-69
Langtjern	-1,6	-22	-3,4	-54	-1,9	-15	-2,2	-64
Kårvatn	-0,05	-5	-0,3	-32	0,5	17	-0,2	-42
Dalelva (89)			-3,3	-34	2,5	8	-2,9	-37
Svartetjern (94)			-2,0	-49	1,0	14	-1,4	-48
Øygardsbekken (93)			-2,4	-37	1,3	9,5	-2,0	-41

Nitrat

Det er ingen signifikante trender i nitrat i noen av feltforskningsstasjonene (**Figur 49**). Nitratverdiene for Birkenes gjorde et hopp i perioden 1983 til 1985, men har i den siste 10-års perioden gått ned mot nivået i 1980. Dette hoppet kan være forårsaket av at et lite felt øverst i nedbørsfeltet ble hugget i den perioden. Det er høyest nitratnivå i Øygardsbekken, Birkenes og Storgama, som er de feltene som ligger i områder med høyest N-deposisjon. De siste fem årene har verdiene ved Storgama vært blant de laveste som er registrert, noe som kan indikere en endring. Langtjern og Kårvatn har lave verdier av nitrat. NILU har registrert en signifikant nedgang i årsmiddelkonsentrasjonene i nedbør av nitrat ved Birkenes og Brekkebygda (nær Langtjern) i perioden 1980 - 2002. Dette har foreløpig ikke gitt merkbare utslag i avrenningen.

ANC

Birkenes, Storgama og Øygardsbekken har vært dominert av negative ANC-verdier, og ingen av disse tre stasjonene hadde inntil 2000 hatt positive årsmiddelveidier (**Figur 50**). I 2001 hadde Storgama for første gang positiv årsmiddelveid ($+2 \mu\text{ekv L}^{-1}$) og den økte ytterligere i 2002 ($+10 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Også Birkenes og Øygardsbekken hadde i 2002 de høyeste registrerte årsmiddelveidene for ANC (hhv. $-12 \mu\text{ekv L}^{-1}$ og $-3 \mu\text{ekv L}^{-1}$). Organiske anioner dominerer ANC i Langtjern, mens bikarbonat dominerer i Kårvatn og Dalelva. Svartetjern har ANC-verdier omkring $0 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Som helhet hadde samtlige feltforskningsområder i 2002 de høyeste årsmiddelveidene for ANC som er registrert. Dette viser at vannkvaliteten fremdeles er i bedring.

Ikke-marine basekationer ($\text{Ca}+\text{Mg}$)*

Feltene har en stor spennvidde i konsentrasjoner av ikke-marin kalsium og magnesium, fra $\approx 10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Svartetjern til $\approx 100 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i Dalelva (**Figur 50**). Dette gjenspeiler både forvittringshastighet (lavest ved Svartetjern og høyest ved Dalelva) og avrenningsmengden (fortynningsfaktor).

Birkenes, Storgama, Langtjern og Dalelva viser nedadgående tidstrender i ikke-marin kalsium og magnesium. For Birkenes er nedgangen siden 1980 på 48 %, for Storgama 38 % og for Langtjern 28 %. Dette betyr at nedgangen i sulfat delvis er blitt kompensert med nedgang i basekationer og at dette har skjedd i ulik grad på de ulike lokalitetene. Nedgangen i basekationkonsentrasjonen forklarer hvorfor oppgangen i ANC for Birkenes er så liten i forhold til nedgangen i sulfat. Konsentrasjonene av basekationer var gjennomgående høyere i 2002 enn i 2001. Dette har trolig sammenheng med at fortynningseffekten av de store nedbørmengdene høsten 2000 nå er over.

pH

I måleperiodene har Birkenes hatt lavest pH av feltforskningsstasjonene (pH \approx 4,4-4,8). Deretter følger Storgama (pH \approx 4,4-4,9), Langtjern (pH \approx 4,7-5,0), Svartetjern og Øygardsbekken (rundt 5,0), og Kårvatn og Dalelva (rundt 6,0). Fra 1990 til 2002 var det en positiv endring i pH ved de fleste feltforskningsstasjonene. For Birkenes, Storgama og Langtjern ble den økende trenden i pH brutt i 2000 grunnet høstflommene, men har økt igjen de to siste årene til et foreløpig maksimum i 2002 (vist som H^+ i **Figur 51**). I Birkenes er det relativt store variasjoner i pH fra år til år, noe som i stor grad skyldes varierende sjøsaltpåvirkning. Svartetjern, Øygardsbekken og Dalelva viser ingen tydelige trender i overvåkingsperioden.

Aluminium

Betydelige reduksjoner i labilt Al har funnet sted i Birkenes, Storgama og Langtjern i siste 12-årsperiode (**Figur 51**). I Langtjern og Storgama er konsentrasjonene redusert med ca. 2/3 og mer enn halvert i Birkenes. Birkenes og Øygardsbekken viser fortsatt svært høye konsentrasjoner av labilt Al (hhv. $159 \mu\text{g L}^{-1}$ og $65 \mu\text{g L}^{-1}$ i 2002), fulgt av Svartetjern ($35 \mu\text{g L}^{-1}$), Storgama ($32 \mu\text{g L}^{-1}$) og Langtjern ($19 \mu\text{g L}^{-1}$). Kårvatn og Dalelva har verdier nær 0. Det var små endringer fra 2001 til 2002.

Klorid og ikke-marin natrium

Figurene for veide årsmidler av klorid (**Figur 52**) viser tydelig at Birkenes, Dalelva, Øygardsbekken og Svartetjern er mest påvirket av sjøsalter. For Birkenes og Øygardsbekken var 1993 et år med ekstremt høye kloridkonsentrasjoner. Sjøsaltepisoden i 1993 påvirket de fleste kjemiske komponenter, særlig ved å gi lave ANC- og pH-verdier. 1997 var et år med høy sjøsalttilførsel til Øygardsbekken, Svartetjern og Birkenes. 2000 ble et nytt år med høye sjøsaltkonsentrasjoner i disse feltene på grunn av mye sjøsalter i nedbøren på vinteren. I 2001 gikk kloridkonsentrasjonen ned i alle feltene, og det ble ikke registrert noen markerte sjøsaltepisoder. Det var ingen store endringer fra 2001 til 2002.

Langtjern, Storgama og til dels Kårvatn har vesentlig lavere kloridkonsentrasjoner, fordi disse feltene ligger lenger vekk fra kysten. Her er sjøsaltpåvirkningen beskjedent, noe som gjenspeiles i mer stabil vannkjemi fra år til år og jevnere langtidstrender.

Sjøsaltepisoder vises også tydelig når man ser på veide årsmidler av ikke-marin natrium (**Figur 52**). Negative verdier indikerer år med sterke sjøsaltepisoder. Episoder med spesielt høye konsentrasjoner av sjøsalter i nedbøren kan forårsake at en del av natriumionene byttes ut med H^+ -ioner og aluminium i jorda slik at avrenningen blir forsuret. Negative verdier av ikke-marin natrium indikerer dermed samtidig en nedgang i pH, økning i labilt aluminium og nedgang i ANC i avrenningsvannet.

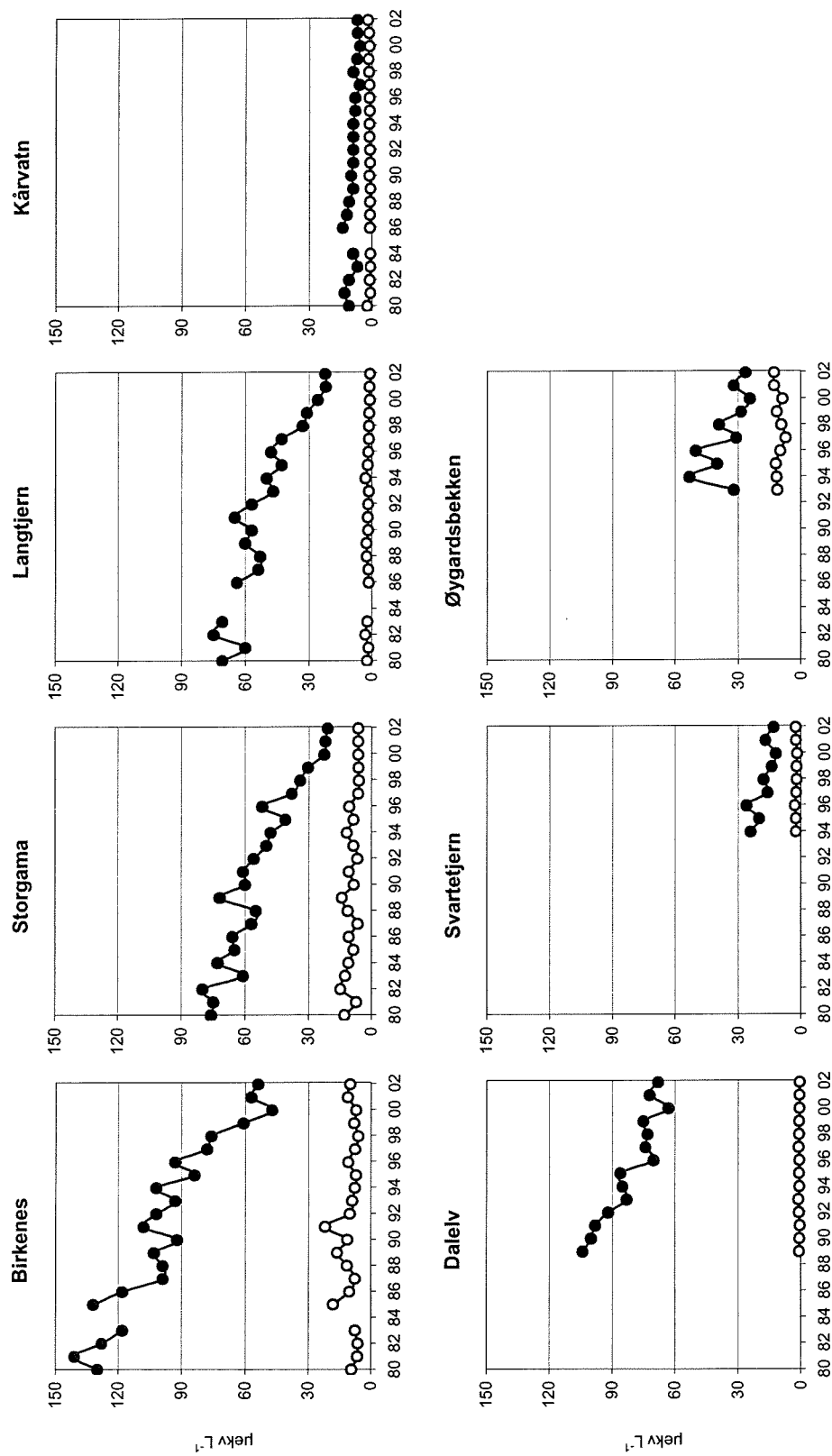
Storgama og Langtjern, som er relativt upåvirket av sjøsalter, viser liten variasjon i ikke-marin natrium. Birkenes, Øygardsbekken, Svartetjern og Dalelva er mer påvirket av sjøsaltepisoder og viser store årsvariasjoner i ikke-marin natrium.

TOC

TOC (total organisk karbon) er høyest i Langtjern (**Figur 53**). Dette feltet har både høy myrandel, barskog og lite nedbør. Kårvatn viser de laveste TOC-verdiene. Dette feltet er typisk høyfjellsterreng med skrint jordsmonn, lite vegetasjon og mye nedbør.

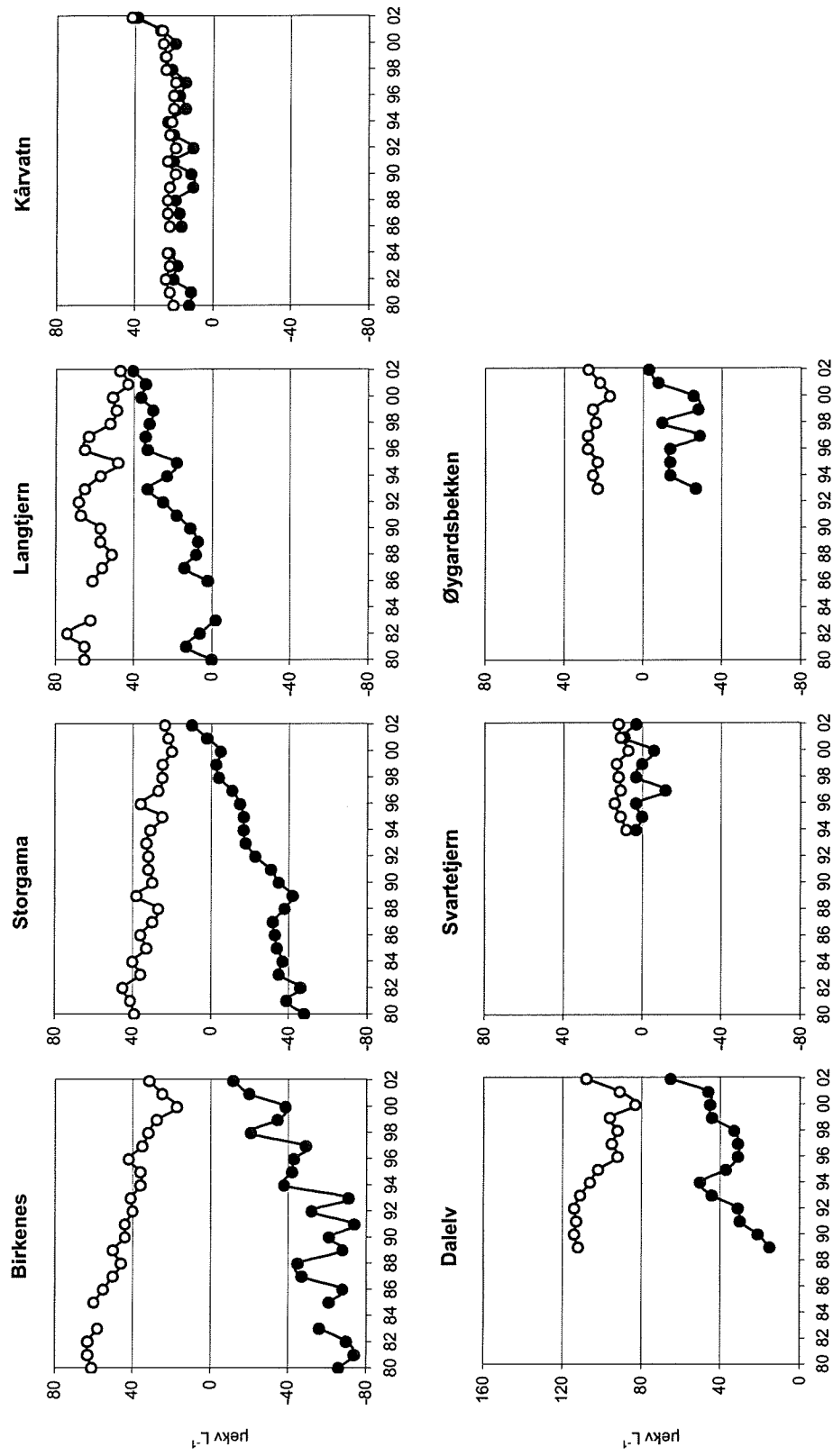
Langtjern og Storgama viste en tydelig økning i TOC i perioden 1990-1996/7, men viste en nedadgående trend til 2000. I 2001 fortsatte den nedadgående trenden i Langtjern, mens TOC i Storgama brøt trenden og gikk opp. I 2002 var det en moderat oppgang i begge feltene. Birkenes og Dalelva viser svake tendenser til økning i TOC gjennom 90-årene og frem til 2001, men gikk ned igjen i 2002. Økningen i TOC er muligens en følge av klimatiske variasjoner de senere år. Det er ingen tegn på at nedgangen i S-deposisjon er årsaken til økt TOC.

Feltforskningsstasjoner - ikke-marin sulfat og nitrat



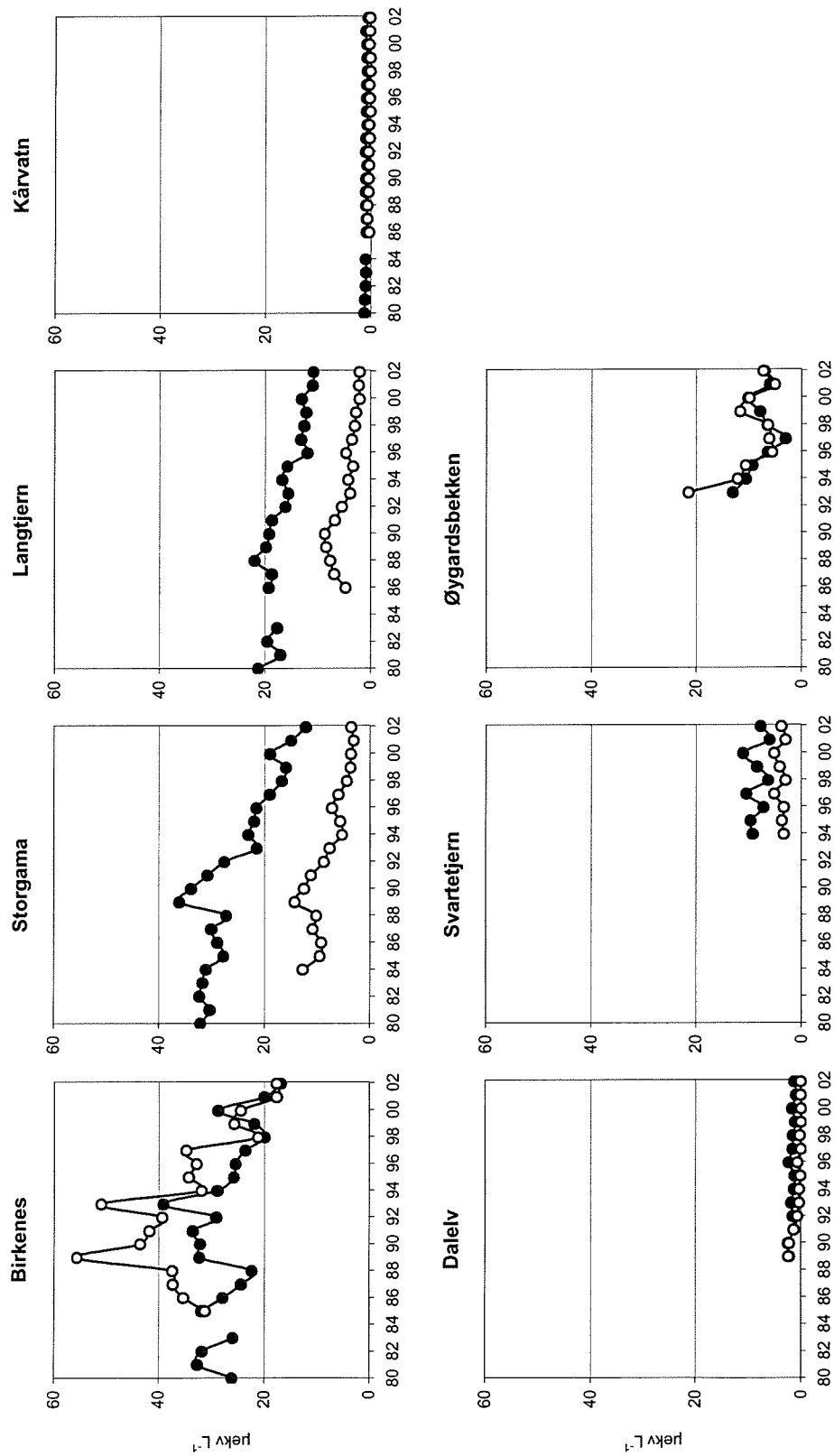
Figur 49. Ikke-marin sulfat og nitrat i feltforskningsstasjonene. Ikke-marin sulfat ● og nitrat ○. Enhet: µkv L⁻¹.

Feltforskningsstasjoner - ANC og ikke-marine basekationer



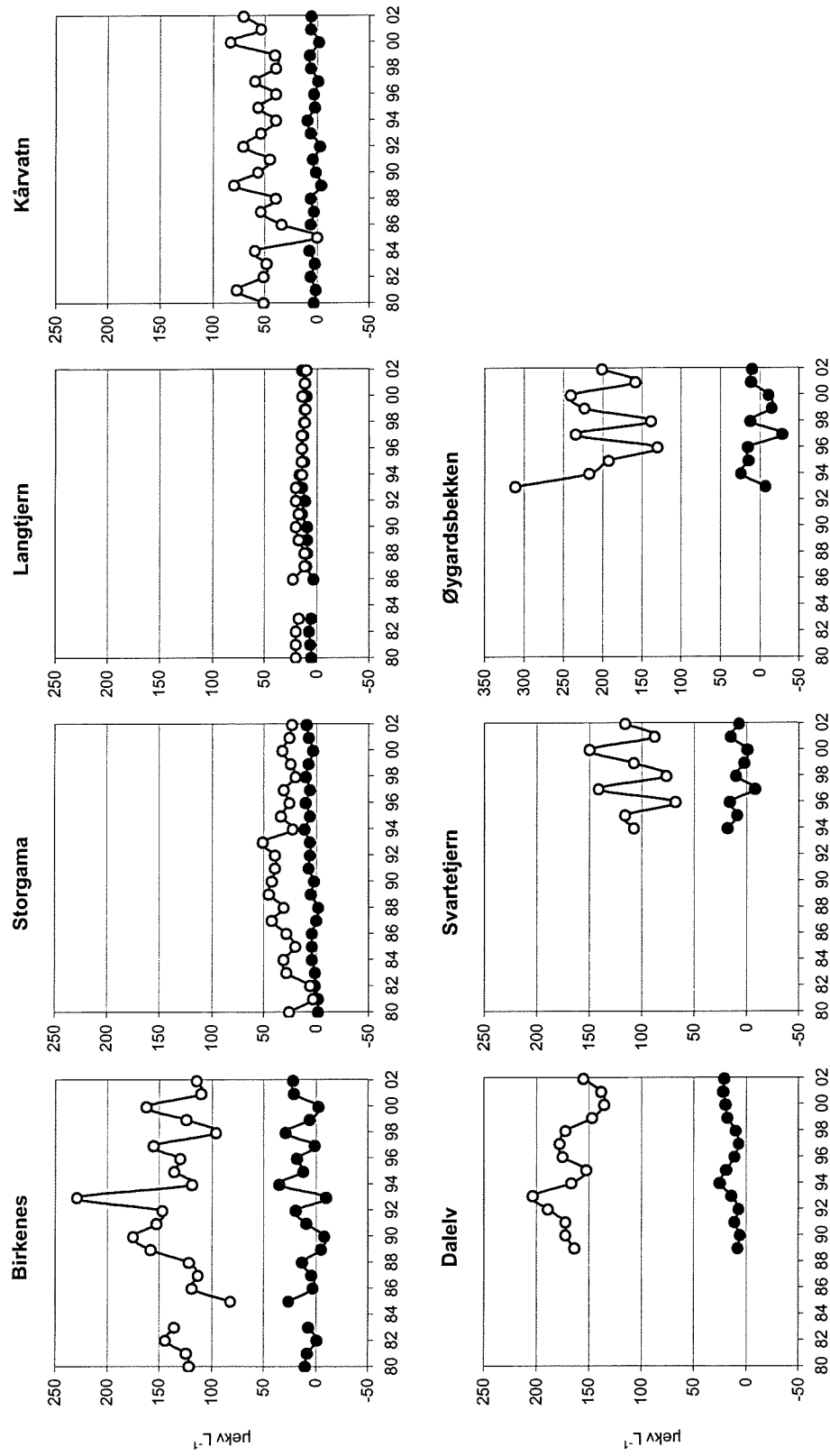
Figur 50. ANC og ikke-marine basekationer ($\text{Ca}+\text{Mg}$) i feltforskningsstasjonene. ANC ● og ikke-marine basekationer ($\text{Ca}+\text{Mg}$) ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

Feltforskningsstasjoner - H^+ og labilt Al



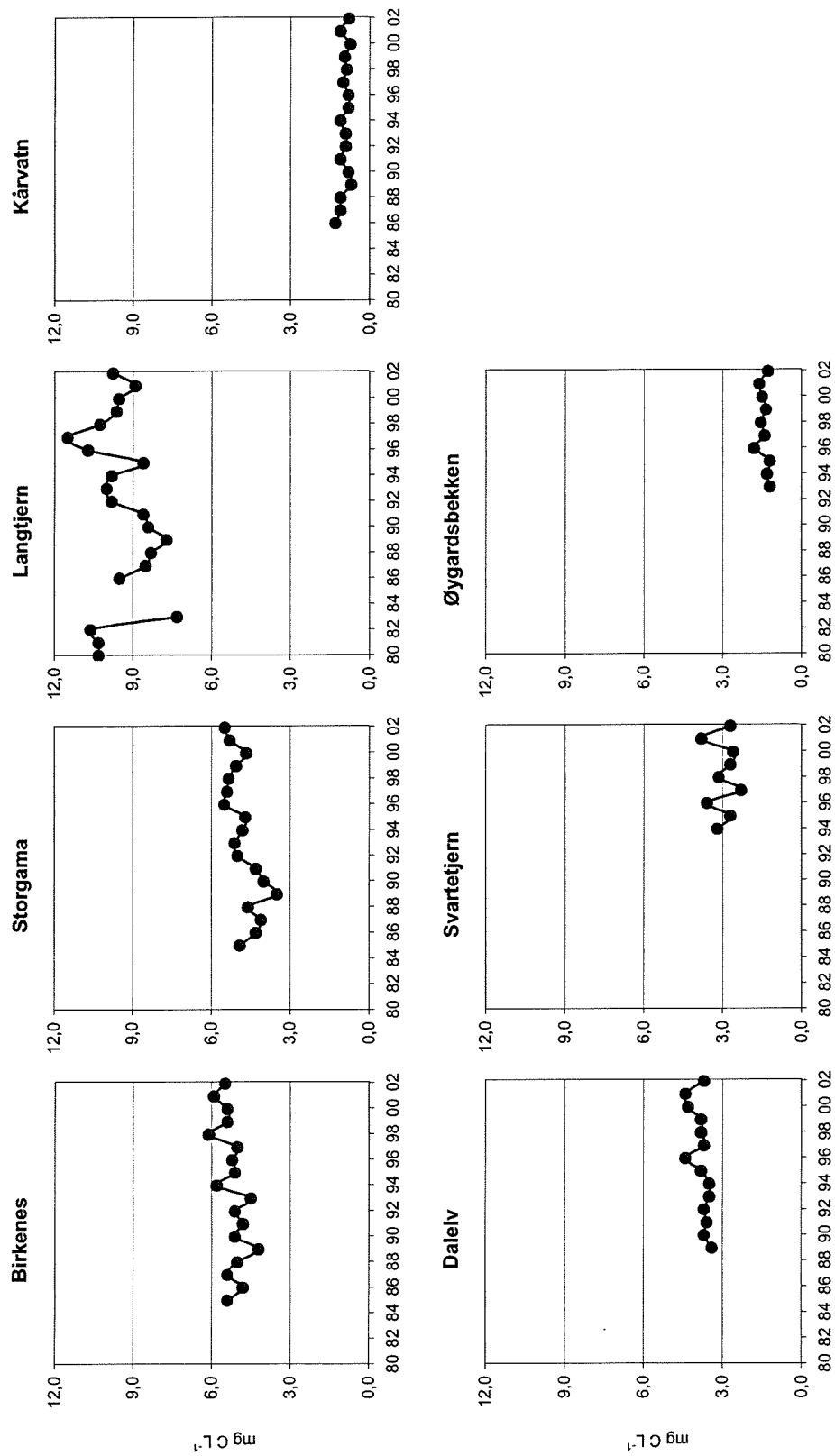
Figur 51. H^+ og labilt Al i feltforskningsstasjonene. H^+ ● og labilt Al ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

Feltforskningsstasjoner - klorid og ikke-marin natrium



Figur 52. Klorid og ikke-marin natrium i feltforskningsstasjonene. Ikke-marin natrium ● og klorid ○. Enhet: $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

Feltforskningsstasjoner - TOC



Figur 53. Total organisk karbon (TOC) i feltforskningsstasjonene. Enhet: mg C L⁻¹.

3.4. Materialtransport

3.4.1. Materialtransport i feltforskningsområdene

Ionetransporten gjennom feltforskningsområdene viser at Øygardsbekken og Svartetjern har størst ionetransport og er mest påvirket av sjøsalter. Birkenes er det feltet som er mest påvirket av sulfat og nitrat, og er samtidig det feltet som avgir mest aluminium. Dette viser at Birkenes er mest påvirket av sur nedbør. Dernest kommer Øygardsbekken, Svartetjern, Storgama og Langtjern, mens Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør og nøytraliserer all tilført syre. Dalelva har størst fluks av basekationer, og har størst motstand mot forsuring, men er tydelig påvirket av sur nedbør. Også tilførselene av ammonium og nitrat er høyest i Birkenes og lavest i Kårvatn og Dalelva. Ved Kårvatn lekker en høy andel av tilført nitrogen (20 – 40 %), til tross for at N-tilførselene er meget lave. Forklaringen kan være at i høyfjellsterreng er N-opptak i vegetasjon og jordsmonn relativt lavt under perioder med stor vannføring. Øygardsbekken har stor tilførsel av nitrogen og relativt høy lekkasje, også i vekstperioden, noe som indikerer at feltet er delvis ”mettet” med nitrogen.

Vi har ikke beregnet ny materialtransport for 2002 pga problemer med vannføringsmålinger. Imidlertid har massetransporten vært mer eller mindre uendret gjennom overvåkingsprogrammet. Vi ønsker å gjøre en nærmere gjennomgang av massetransporten for hele overvåkingsperioden i neste års rapport.

Materialtransport beskriver forholdet mellom tilførte kjemiske komponenter gjennom nedbøren (fluks inn) og utførsel av kjemiske komponenter gjennom avrenningen (fluks ut). Balansen mellom inn og ut (netto) gir et bilde over nedbørfeltets evne til å motstå forsuring. Kjemiske komponenter kan deles inn i tre grupper med henblikk på balansen mellom inn og ut:

- (a) Komponenter med tilnærmet like mye ut som inn (Cl og SO₄). Disse har vanligvis ingen vesentlig primærkilde inne i nedbørfeltet, og mengden lagret i jordsmonn og vegetasjon er i likevekt (steady-state) med mengden tilført, i hvert fall over perioder lenger enn uker til måneder. Det vil si at de stort sett følger vannet gjennom nedbørfeltet.
- (b) Komponenter som ”produseres” i feltet (ut større enn inn). Basekationer (Ca, Mg, Na, K) frigjøres fra mineraler i jordsmonnet gjennom kjemisk forvitring og ved ionebytting. Anioner følger med. Bikarbonat stammer opprinnelig fra CO₂ i luften, og er til stede i høye konsentrasjoner i jordsmonnet som følge av respirasjon fra røtter og nedbrytning av organisk materiale. Organiske anioner kommer fra ufullstendig nedbrytning av organisk materiale. Forvitring og ionebytting frigjør også aluminium, men dette kationet holdes vanligvis tilbake i jordsmonnet. Al mobiliseres ved kompleksdannelse med organiske komponenter som gir organisk-Al i vannet (ikke-løslig aluminium) og ved forsuring som gir løst uorganisk Al i vannet (løslig Al).
- (c) Komponenter som holdes tilbake i feltet. Syre (H⁺) er vanligvis nøytralisert i nedbørfeltet ved prosesser som forvitring og ionebytting. Nitrogenkomponenter; både ammonium og nitrat, holdes vanligvis sterkt tilbake. Nitrogen er ofte en vekstbegrensende faktor i norske økosystemer og dessuten bindes det effektivt i jordsmonnet.

For å kunne vurdere forholdet mellom fluks inn og fluks ut må man forutsette rimelig hydrologisk balanse mellom nedbørmengder og avrenning. Et kalenderår (1.januar – 31.desember) brukes her som beregningsperioden. Dette er i samsvar med presentasjon av alle andre typer data i denne rapporten og forenkler dermed presentasjonen av resultatene, selv om dette ikke gir den mest riktige balansen mellom fluks inn og fluks ut.

Materialtransport inn, er beregnet ut fra døgnlige nedbørprøver målt for volum og konsentrasjoner av kjemiske komponenter (data fra NILU). Resultatet er betegnet ”våt” tilførsel. Materialtransport ut, beregnes fra kontinuerlig målinger av vannføring ved limnigraf og måledam samt ukentlige prøver tatt

for kjemisk analyse. Vannføring integreres til døgnmidler. Døgnverdien for kjemiske konsentrasjoner er beregnet ved lineær interpolasjon fra de ukentlige målingene. Vannføring ganges med konsentrasjon for å få døgntransport, som summeres opp over året til å gi årstransport.

Måling av totale tilførsler er beheftet med større usikkerhet. Nedbørsamlere viser ofte for lav oppfangingssevne i forhold til gjennomsnittlig nedbørtilførsel i feltet. Dette er spesielt utpreget om vinteren når nedbøren kommer som snø. I tillegg bidrar også tørravsetninger til tilførsler av ioner til nedbørfeltet. De målte nedbørtilførslene korrigeres for dette ved kloridmetoden. Man antar at klorid er et "mobilt anion" gjennom nedbørfeltet, og at fluksen av klorid ut tilsvarer fluksen av klorid inn og at totale tilførsler av ioner inn er lik total transport av ioner ut, på ekvivalentbasis.

$$Cl_{\text{fluks inn}} = Cl_{\text{fluks ut}}$$

Kloridmetoden forutsetter at klorid er et konservativt element som hverken vaskes ut eller anrikes i nedbørfeltet. Videre forutsetter metoden at forholdet mellom klorid og de øvrige kjemiske komponentene er den samme i tørravsetning og våt nedbør. Denne antagelsen kan bli noe usikker dersom tørravsetningen fra antropogene kilder er betydelig. I de siste årene med kraftige sjøsaltepisoder har vi også indikasjoner på at de store tilførslene av klorid til et nedbørfelt kan bruke mer enn ett år på å bli vasket ut (Henriksen and Hindar 1994) slik at kloridmetoden i dette tilfellet vil undervurdere korrigeringen det første året og overvurdere korrigeringen året etter.

Forholdet mellom tilførsler inn og transport ut av nedbørfeltene viser hvor mye av hver komponent som holdes tilbake eller frigjøres. Hvis netto (differansen inn-ut) er positiv, betyr det at komponenten tas opp i nedbørfeltet. Hvis differansen er negativ (det går mer ut av feltet enn det kommer inn), betyr det at feltet "produserer" denne komponenten.

På alle feltene er det et klart skifte i ionesammensetningen fra nedbør til avrenning. Nitrat og ammonium fra nedbøren holdes tilbake i feltene. H^+ nøytraliseres (forbrukes) og kalsium, magnesium, og tildels HCO_3^- (Kårvatn, Dalelva, Svartetjern) frigjøres i feltene ved forvitring, og aluminium ved ionebytte (**Figur 54**).

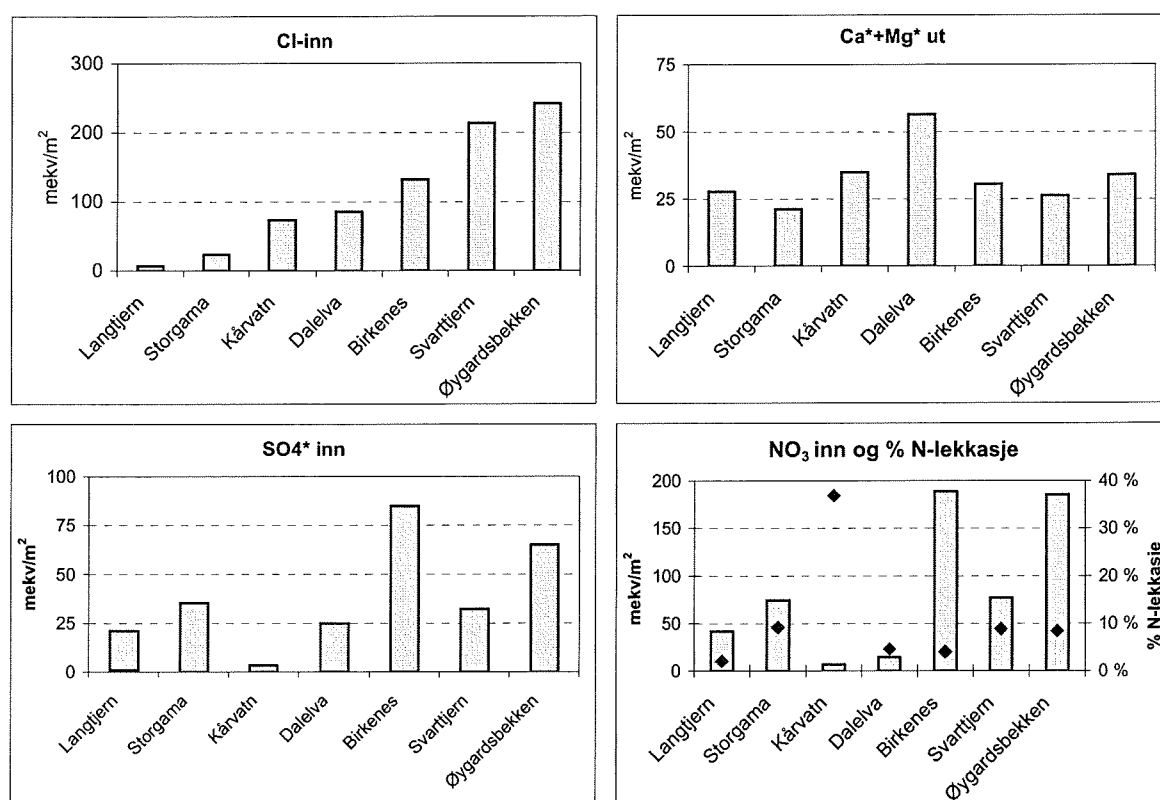
Svartetjern og Øygardsbekken er feltene med høyest ionetransport. Årsaken til dette er svært høye nedbør- og sjøsaltmengder i feltene. Ionetransporten i Svartetjern og Øygardsbekken er nesten to ganger større enn i Birkenes, som igjen har dobbelt så høy ionetransport som Kårvatn, tre ganger høyere enn Storgama og fem ganger høyere enn Langtjern. Dalelva ligger på nivå med Birkenes. Ionetransporten reflekterer i stor grad påvirkning av sjøsalter, hvor Øygardsbekken og Svartetjern mottar mest og Langtjern minst (**Figur 54**).

Birkenes mottar mest ikke-marin sulfat, mens Kårvatn mottar minst. For Kårvatn er input lav og usikker. For Dalelva er tørravsetning av SO_2 -gass en vesentlig tilleggskilde for sulfat, og tilførsel av sulfat estimert ved Cl-korrigeringsmetoden underestimerer input til Dalelva-feltet. Trolig er den reelle deposisjonen av svovel i Dalelva-feltet omtrent dobbelt så stor som beregnet. For Birkenes, Storgama og Langtjern har beregningene frem til 2000 vist større svoveltransport ut enn inn. Dette kan skyldes en forsinket respons i feltene på raske reduksjoner i tilførslene. I 2001 tydet beregningene på at feltene holdt tilbake noe sulfat. Dette kan tyde på at feltene nærmer seg likevekt mellom tilførsel og utvasking. Slike endringer i forholdet mellom årlige tilførsler og utvasking kan imidlertid ha andre årsaker, eksempelvis at vi av praktiske årsaker bruker kalenderår og ikke hydrologiske år som grunnlag for beregningene (SFT 2002).

Birkenes har størst tilførsler av H^+ og Kårvatn minst. Birkenes og Svartetjern nøytraliserer ca. 1/3 av tilført H^+ , mens Storgama og Langtjern nøytraliserer ca. halvparten. Svartetjern og Øygardsbekken nøytraliserer bare en liten del, mens Kårvatn og Dalelva nøytraliserer alt. Birkenes og Svartetjern er samtidig de feltene som frigjør mest aluminium.

Frigjøring av kalsium og magnesium er på omtrent samme nivå i alle feltene, med unntak av Dalelva som er betydelig høyere (**Figur 54**). Fluks av ikke-marin $\text{Ca} + \text{Mg}$ ut, gir et mål for forvittringshastigheten i feltene. Samtlige felter har lav forvittringshastighet, og dermed lav motstandskraft mot forsuring (lav tålegrense). Dette gjenspeiler feltenes geologiske forhold, med granittisk berggrunn og tynt jordsmonn. Dalelva har noe høyere nivå enn de andre seks feltene.

Også tilførselene av ammonium og nitrat er høyest i Birkenes og lavest i Kårvatn og Dalelva. Ved Kårvatn lekker en høy andel av tilført nitrogen, nesten 40 %, til tross for at N-tilførselene er meget lave. Forklaringen kan være at i høyfjellsterreng er N-opptak i vegetasjon og jordsmonn relativt lavt under perioder med stor vannføring. Øygardsbekken har både stor tilførsel og relativt høy lekkasje, også i vekstperioden, noe som indikerer at feltet er delvis ”mettet” med nitrogen.



Figur 54. Beregnet total tilførsel av sjøsalter (Cl) og sur nedbør (SO_4^* og NO_3) og fluks ut i avrenningen av forvittringskomponenter ($\text{Ca}^* + \text{Mg}^*$) og prosent lekkasje av nitrogen (♦) ved syv feltforskningsområder (tallene er basert på resultater i 2001). Feltforskningsstasjonene er sortert etter økende ionetransport igjennom feltet.

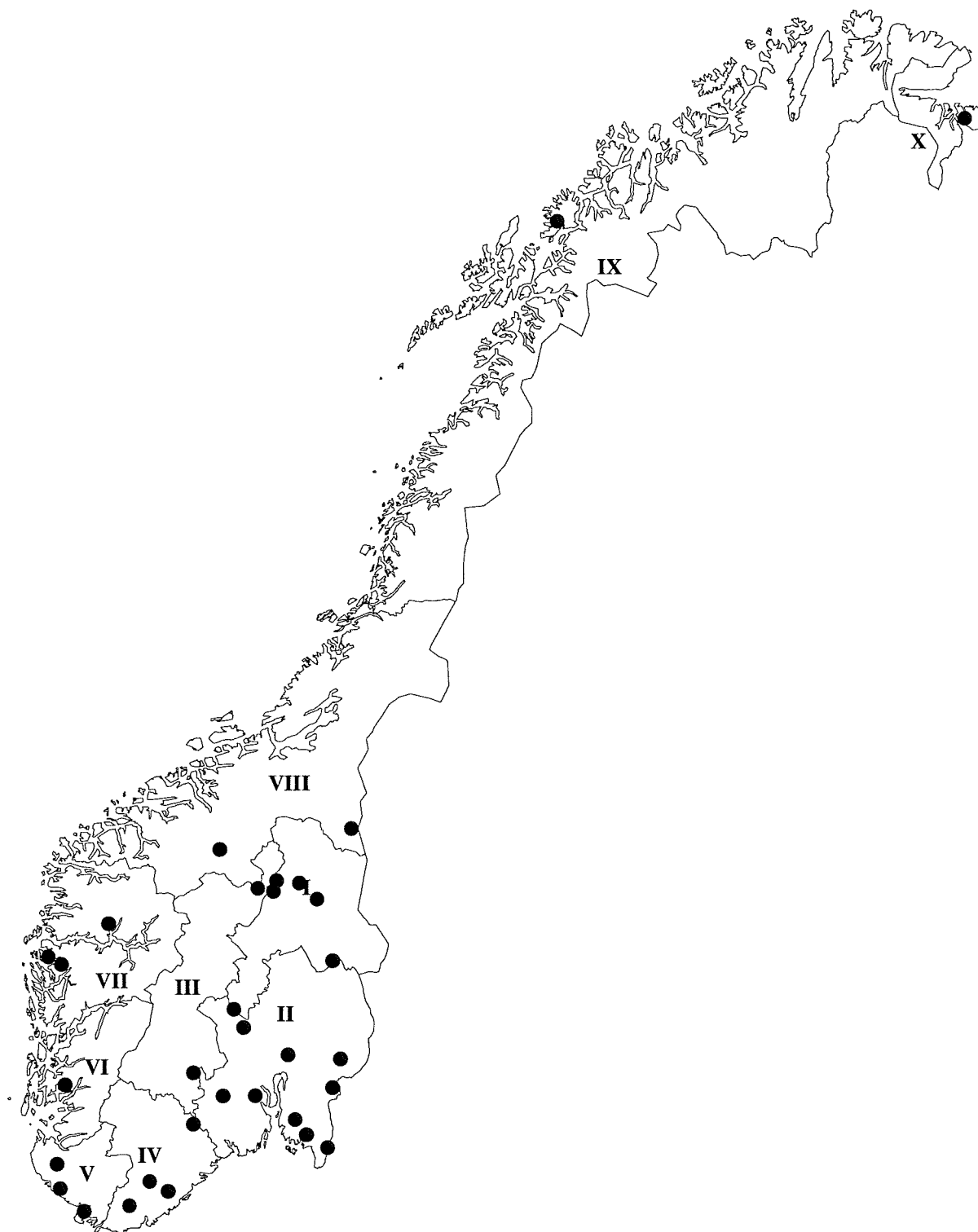
4. Vannbiologisk overvåking

4.1. Presentasjon av det biologiske overvåkingsprogrammet

Det biologiske overvåkingsprogrammet omfatter:

- Bunndyr i innsjøer og elver
- Planktoniske og litorale krepsdyr i innsjøer
- Fiskebestander i innsjøer og elver

I det biologiske overvåkingsprogrammet for sur nedbør deles Norge inn i 10 regioner (**Figur 55, Tabell 11**). Innsjøprogrammet omfatter totalt 100 innsjøer, hvorav 10 lokaliteter undersøkes hvert år mhp. både bunndyr, krepsdyr og eventuelt fisk (Gruppe 1-sjøer), 10 lokaliteter undersøkes hvert år mhp. bunndyr og krepsdyr (Gruppe 2-sjøer), mens de øvrige 80 sjøene undersøkes hvert 4. år; ca. 20 innsjøer per år (Gruppe 3-sjøer). Av innsjøene i Gruppe 1 gjennomføres det en mer intensiv overvåking, i form av utvidet antall prøver og prøvetakingstidspunkt, sammenlignet med de øvrige innsjøene. Aktiviteten ble redusert med en halvering av antall Gruppe 3-sjøer fra 2002.



*Figur 55. Lokalteter som inngår i det biologiske overvåkingsprogrammet for innsjøer i 2002. Romertallene angir regioninndeling (I-X) av Norge. Se for øvrig **Tabell 11** for nærmere angivelse av lokalitetene og hvilke type prøver som er tatt i den enkelte lokalitet.*

Tabell 11. Referansesjøer som inngår i undersøkelse av vannkjemi, bunndyr, planktoniske- og litorale krepsdyr samt fisk i 2002. Årlige intensivsjøer (Gruppe 1-sjøer) er angitt med uthevet skrift mens øvrige innsjøer som overvåkes årlig (Gruppe 2-sjøer) er merket med *.

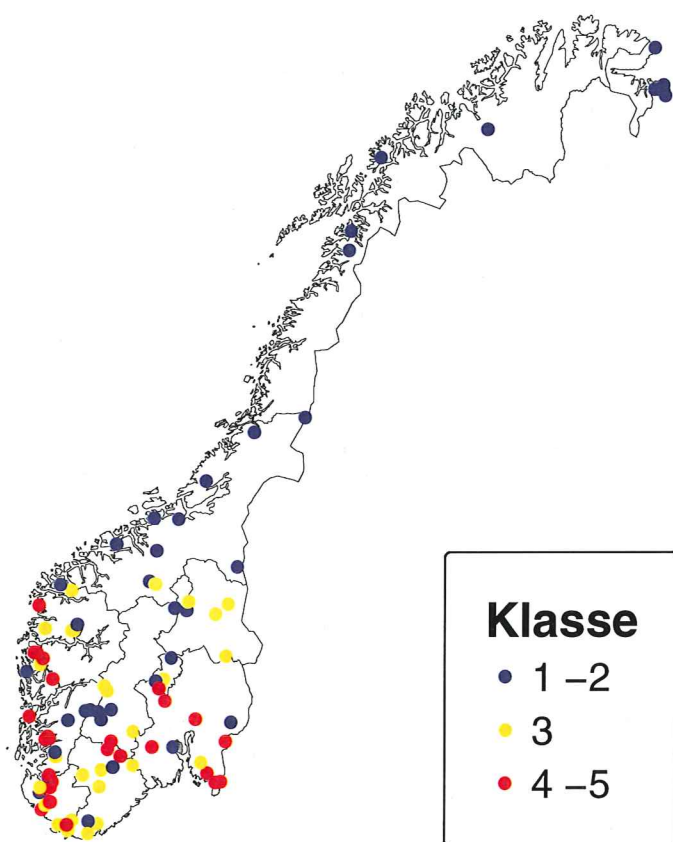
X angir hvilke prøver som er tatt i den enkelte lokalitet. a Langtjern tilhørte region I (Lok. I-11) t.o.m. 1998. b Kun ungfiskundersøkelser i bekker.

Lok.nr	Region	Fylke	Kommune	Innsjø	Kartblad	Vann- kjemi	Bunndyr	Krepsdyr	Fisk
I-1	I	He	Stor-Elvdal	Atnsjøen	1818-4	X	X	X	X ^b
I-3	I	He	Rendalen	Måsabuttjørna	1918-1	X	X	X	X
I-5	I	He	Engerdal	Stortjøma*	1918-4	X	X	X	X
I-7	I	He	Alvdal	Søre Klettsjøen	1818-4				X
I-10	I	He	Sør-Aurdal	Fjellvatn	1716-3	X	X	X	
I-12	I	ST	Røros	Tufsingen	1720-2				X
II-1	II	ØF	Sarpsborg	Tvetervatn	1913-2	X	X	X	
II-2	II	ØF	Aremark	Bredtjenn*	2013-3	X	X	X	X
II-3	II	ØF	Våler	Ravnsjøen	1913-4	X	X	X	
II-4	II	ØF/A	Aurskog-Høland/Rømskog	Store Lysem	2014-4	X	X	X	
II-5	II	A	Oslo	Langvatn	1915-3	X	X	X	X
II-6	II	He	Kongsvinger/Sør-Odal	Storbørja	2015-2	X	X	X	X
II-7	II	He	Åmot	Holmsjøen	2017-3	X	X	X	
II-9	II	V	Sande	Store Øyvatn	1814-3	X	X	X	
II-10	II	Bu/Te	Kongsberg/Notodden	Øvre Jerpetjern	1714-3	X	X	X	
II-11	II	Te	Nome	Nedre Furuvatn	1613-4	X	X	X	
II-12 ^a	II	Bu	Flå	Langtjern*	1715-1	X	X	X	
III-1	III	Op	Sel	Rondvatn*	1718-1	X	X	X	
III-5	III	Te	Hjartdal	Heddersvatn*	1614-4	X	X	X	
IV-3	IV	AA	Birkenes	Bjorvatn	1512-2	X	X	X	
IV-5	IV	AA	Birkenes	Lille Hovvatn	1512-3	X	X	X	
IV-9	IV	VA	Vennesla/Songdalen	Sognevatn*	1411-1	X	X	X	
V-1	V	VA	Farsund	Saudlandsvatn	1311-2	X	X	X	X ^b
V-4	V	Ro	Sokndal	Ljosvatn	1211-1	X	X	X	
V-8	V	Ro	Bjerkreim	Lomstjørne*	1212-2	X	X	X	
VI-3	VI	Ro	Vindafjord	Røyrvatn	1214-2	X	X	X	X ^b
VI-4	VI	Ro	Vindafjord	Risvatn	1214-2				X
VI-5	VI	Ro	Vindafjord	Flotavatn	1214-2				X
VII-4	VII	Ho	Masfjorden	Markusdalsvatn	1116-1	X	X	X	X
VII-6	VII	Ho	Masfjorden	Svartetjern*	1216-4	X	X	X	
VII-8	VII	SF	Gaular	Nystølvatn	1317-4	X	X	X	X ^b
VIII-1	VIII	Op	Lesja	Svartdalsvatn	1419-1	X	X	X	
IX-5	IX	Tr	Tranøy	Kapervatn*	1333-1	X	X	X	
X-5	X	Fi	Sør-Varanger	Dalvatn*	2434-2	X	X	X	

For bunndyr, krepsdyr og fisk er det gjort en vurdering av tilstand mht. forsurening/forsuringsskader. Forsuringstilstanden er inndelt i følgende klasser: ubetydelig/lite (klasse 1), moderat (klasse 2), markert (klasse 3), sterkt (klasse 4), meget sterkt (klasse 5) forsuret/forsuringsskadet. For å kunne gjøre en vurdering av forsureningstilstanden er kunnskap om naturgitte kjemiske og biologiske forhold (naturtilstand) nødvendig. Slike kunnskaper er i mange tilfeller mangelfulle og vår klassifisering vil

derfor ikke fullt ut kunne skille mellom naturlig sure og forsurede lokaliteter. For å kunne gjøre en vurdering av forsuringsskader (biologi) må man i tillegg kjenne til og ta høyde for eventuelt andre skadeårsaker (reguleringer, overfiske, andre forurensninger med mer). Andre skadeårsaker enn forsuring er forsøkt begrenset gjennom utvalget av overvåkingslokaliteter. Det arbeides kontinuerlig med å forbedre grunnlaget for vurdering av forsuringstilstanden i Norge.

For bunndyr bestemmes forsuringstatus ut fra den registrerte bunndyrs sammensetningen. Basert på forekomst/fravær av forsuringfølsomme arter beregnes en forsuringindeks (verdi: 0-1) for hver lokalitet. Når det gjelder krepsdyrene er det en total vurdering av samfunnene, basert på artsinventar, artsrikdom og mengdefordelinger (dominansforhold) som ligger til grunn for å klassifisere lokalitetene. Den totale invertebratfaunaen (bunndyr og krepsdyr samlet) gir i mange tilfeller et bedre grunnlag for å vurdere forsuringsskadene enn en vurdering basert på bunndyrene eller krepsdyrene alene. **Figur 56** presenterer en slik samlet vurdering. Mulige responsforskjeller mellom krepsdyrene og bunndyrene vil imidlertid kunne bli kamuflert.



Figur 56. Kart med angivelse av forsuringsskader basert på bunndyr og planktoniske og litorale krepsdyr (innsjøer) fra siste undersøkelsesår i perioden 1998-2002. Klasse 1-2: ingen/lite til moderat forsuringsskadet, klasse 3: markert forsuringsskadet, klasse 4-5: sterkt til meget sterkt forsuringsskadet.

Forsuring påvirker bl.a. aldersstruktur og tetthet hos fiskebestandene. Det jobbes med en indeks som skal angi økologisk tilstand for fisk - i første omgang for rene aurebestander. Denne vil basere seg på kunnskap om ulike bestandsparametre og hvordan disse varierer naturlig og med ulike påvirkninger. I denne rapporten vil vi imidlertid kun presentere aldersstruktur og tetthet for de ulike fiskebestandene.

Eventuelle forsureningskader vil være avhengig av en kombinasjon av ulike kjemiske, fysiske og biologiske forhold. Den kjemiske overvåkingen kan derfor kun gi indikasjoner om biologiske skader. En tidsforskyvning mellom kjemisk og biologisk restituering i tidligere forsurrede lokaliteter må dessuten forventes. Den biologiske overvåkingen gir informasjon om korttidseffekter og akkumulerte effekter av forsurening på vannlevende organismer, og er dessuten nødvendig for å kunne evaluere effekten av forsureningsreducerende tiltak.

Totalt inngikk 34 innsjøer i det biologiske overvåkingsprogrammet i 2002 (**Figur 59, Tabell 11**). Data på bunndyr og småkreps foreligger fra 30 innsjøer, mens 10 innsjøer ble undersøkt mhp. fisk. Hovedvekt ble lagt på region I (Østlandet - Nord) og II (Østlandet - Sør) i tillegg til årlige innsjøer fordelt på de øvrige åtte regionene. Innsjøovervåkingen har pågått siden 1996 og for enkelte innsjøer foreligger det data på bunndyr og krepsdyr fra alle syv årene. Det gjennomføres også bunndyrundersøkelser i fem vassdrag fordelt på regionene V – VII; tre av vassdragene undersøkes også mht. fisk.

4.1.1. Bunndyr

I 2002 ble det undersøkt bunndyr fra totalt 30 innsjøer fordelt på de ti regionene i Norge, se **Figur 55** og **Tabell 11**. Overvåkingen av innsjøer har nå pågått i sju år og fra Gruppe 1- og Gruppe 2-sjøene foreligger det derfor materiale fra denne perioden. For å vurdere tilstanden til en innsjø; basert på bunnfaunaen, tas det prøver fra hovedinnløp, litoralsonen og fra innsjøens utløpselv. Disse tre habitatene brukes for å beskrive vannets samlede surhetstilstand i nedbørfeltet og i innsjøen.

Overvåkingen av bunndyr i rennende vann ble startet i 1981. Det tas prøver fra et fast stasjonsnett i seks vassdrag beliggende i regionene V, VI og VII (**Figur 74**). Fra og med 2002 blir tre av vassdragene prøvetatt annet hvert år. I 2002 ble det samlet inn prøver fra fire vassdrag. Nausta og Vosso ble ikke prøvetatt. Ved kartleggingen av forsureningssituasjonen ved hjelp av bunndyrfaunaen benyttes forsureningstoleransen hos de ulike bunndyrgrupper- og arter som basis slik at en kan karakterisere vassdraget i en forsureningssammenheng. Det benyttes en skala fra 0 (sterkt forsureningsskadet) til 1 (ubetydelig/lite påvirket). Eksempler på følsomme taksa er vist i **Tabell 12** og resultater vist i kapittel 4.5.1.

4.1.2. Planktoniske og litorale krepsdyr

Undersøkelsene av krepsdyr (vannlopper og hoppekreps) er basert på kvalitative håvtrekk, både fra pelagialen og fra litoralsonen. Fram t.o.m. 1998 ble det i tillegg tatt kvantitative prøver av planktonet i alle Gruppe 1-sjøer. Kvalitative prøver er tatt med planktonhåv med maskevidde 90 µm, diameter 30 cm og dybde 57 cm. Prøvene fra pelagialen er tatt over innsjøens dypeste punkt ved at håven er blitt trukket fra bunn og opp til overflaten i et rolig tempo (anslagsvis 0,5 m/sek). De litorale prøvene er tatt like over bunnen, og det foreligger prøver fra dominerende bunnsstrat og fra forskjellige typer vannvegetasjon. Det er tatt prøver av både planktoniske og litorale krepsdyr i juni/juli og i september. I tillegg er det tatt planktonprøver i juli/august i alle Gruppe 1-sjøene.

Vannloppene (cladocere) er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene (copepodene) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Nauplier og små copepoditter er ikke artsbestemt.

Det foreligger i dag informasjon om krepsdyrfaunaen fra ca. 3000 lokaliteter i Norge. Både planktoniske og litorale krepsdyr er undersøkt og det er vist at gruppen er egnet for overvåking av miljøtilstanden i limniske systemer. Til denne gruppen hører mange forsureningsfølsomme arter samtidig som det også finnes arter med vid toleranse mht. forsurening. Endringer i vannkvalitet vil kunne gjenspeile seg både gjennom endringer i artsantall og artsinventar og i endrete dominansforhold. Respons i krepsdyrfaunaen på bedringer i vannkvaliteten kan imidlertid forventes å ta fra få år til flere tiår avhengig av bl.a. omfanget av forsureningsskadene og avstand til nærmeste restbestander.

Erfaringen fra planktonundersøkelser i forsurede områder viser at lav pH fører til økende dominans av små vannlopper som *Bosmina longispina* og *Chydorus sphaericus* på bekostning av den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* og den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer* (Spikkeland 1980a, Halvorsen 1981, Halvorsen 1985). Det er også vist eksperimentelt (Arvola et al. 1986) og ved kalkingsforsøk (Sandøy & Nilssen 1987) at de sistnevnte artene har redusert fekunditet i surt vann. Forekomst i Norge viser at *E. gracilis* er vanlig ned mot pH 4,5 der den kan dominere planktonet helt, mens den nesten aldri er funnet ved pH under 4,5. Selv om *C. scutifer* er påvist i lokaliteter med pH 4,5 er den sjelden eller aldri dominerende i pH-intervallet 4,5-4,8. Forholdet mellom de tre gruppene av krepsdyr i planktonet (vannlopper, cyclopoide hoppekreps, calanoide hoppekreps) vil dermed endres med endringer i forsuringssituasjonen. Totale tettheter vil imidlertid først og fremst være bestemt av næringstilgang (vanligvis små mengder dyreplankton i næringsfattige innsjøer) og nedbeiting fra andre invertebrater og fisk.

Acantholeberis curvirostris, *Alona rustica* og *Diacyclops nanus* er arter som kan regnes som survannsindikatorer, dvs. at de forekommer hyppigst i sure lokaliteter (Walseng 1994, Walseng upubl.). Eksperimentelt er det også vist at *A. curvirostris* er meget tolerant mot lav pH (Locke 1991). Det finnes dessuten mange andre arter, heriblant mange chydorider, som synes tolerante mot forsuring, men som forekommer med høyere frekvens ved noe gunstigere pH. Arter innen vannloppeslekten *Daphnia* og hoppekrepslekten *Eucyclops*, for eksempel *Eucyclops speratus*, *E. macruroides* og *E. macrurus* (Walseng 1998), er alle karakterisert som forsuringfølsomme. Arter innen slekten *Daphnia* har en sentral funksjon som indikatorer, både for dagens innsjøer og i historisk sammenheng. Allerede ved pH 6,0 begynner artene å opptre med avtagende frekvens og de mangler med få unntak i lokaliteter med pH lavere enn 5,4. Det er imidlertid vist at kalsium kan være begrensende faktor for *Daphnia* spp. (Hessen et al. 1995, Hessen et al. 2000) og de kan derfor mangle ved lave kalsiumkonsentrasjoner, selv om innsjøen har en god vannkvalitet for øvrig.

Av de 20 innsjøene som overvåkes årlig (Gruppe 1- og Gruppe 2-sjøer) er en innsjø undersøkt for første gang i 1999, mens tre lokaliteter er undersøkt siden 1998, tolv siden 1997 og fire siden 1996. Fra flere av innsjøene finnes det i tillegg data på planktoniske og/eller litorale krepsdyr fra tidligere undersøkelser. Lokaliteter som inngår i krepsdyrundersøkelsene i 2002 er angitt i **Figur 55** og **Tabell 11**.

Resultater fra ikke-forsurede referansesjøer viser at andel forsuringfølsomme arter i stor grad varierer med innsjøens kalsiuminnhold og i mindre grad med geografisk beliggenhet eller innsjøens størrelse (Schartau et al. 2001). Avvik fra naturtilstanden er i denne rapporten anskueliggjort ved relativ andel forsuringfølsomme arter (antall følsomme arter registrert i forhold til forventet antall følsomme arter) der forventningstallet er justert i forhold til innsjøens kalsiuminnhold.

For de ti Gruppe 1-sjøene (se **Tabell 11**) er krepsdyrfaunaen rekonstruert for perioden fra før forsuringen startet (ca. 1900) og fram til i dag. Dette er gjort ved å studere skallrester og hvileegg (ephipprier) av vannlopper funnet i ulike sjikt nedover i sedimentet (palaolimnologiske studier). Det øverste sedimentsjiktet representerer krepsdyrfaunaen i løpet av den siste 10-års perioden mens det nederste sedimentsjiktet tilsvarende representerer faunaen før forsuringen startet. Videre analyser følger Frey (1986) og Lotter et al. (1997).

4.1.3. Fisk

I overvåkingsprogrammet for fisk inngår registreringer av aure i elver og bekker basert på elfiske og prøvefiske med garn i innsjøer. Hensikten med undersøkelser i innsjøer er å dokumentere bestandeffekter forårsaket av forsuring. Endringer i fangstutbytte, rekruttering og alderssammensetning ligger til grunn for vurderingen av fiskepopulasjoner i innsjøer i forsuringssområder.

Registrering av forsuringsskader på fisk i innsjøer har i de siste åra vesentlig vært foretatt blant "100-sjøers lokaliteter". I perioden 1987-92 ble 86 av disse innsjøene prøvofisket. En stor del av disse lokalitetene ble i 1996 inkludert i et revidert biologisk overvåkingsprogram. Et utvalg på 10 innsjøer fra ulike regioner blir prøvofisket hvert år, noe som innebærer at hver innsjø blir undersøkt hvert 5. år.

Ved prøvofiske ble det opprinnelig benyttet SNSF garnserier, som består av 8 enkeltgarn på 27 x 1,5 meter, med maskevidder fra 10-45 mm. Tidlig på 1990-tallet ble det tatt i bruk såkalte oversiktsgarn, som er 30 m lange og 1,5 m dype, med 12 ulike maskevidder representert på samme garn (5-55 mm). Det har vært prøvofisket med begge garntypene i de samme innsjøene slik at fangstutbyttet på de to seriene kan sammenlignes. I 2002 ble totalt 10 lokaliteter prøvofisket fordelt på region I (n=4), region II (n=3), region VI (n=2) og region VII (n=1) (**Figur 59, Tabell 11**). I tillegg blir Atnsjøen prøvofisket hvert år (Lok.I-1), som en del av "Nettverk av vassdrag for overvåking av biologisk mangfold". Atnsjøen inngår i en egen rapportserie, med unntak av elfiske i Atna elv.

Ungfiskregistreringer av aure i elver og bekker har som formål å (i) påvise eventuelle endringer i rekrutteringen hos aure i ulike regioner og (ii) analysere hvilke vannkjemiske parametre som er av størst betydning for tettheten av aureunger. Disse undersøkelsene viser om det skjer reproduksjonssvikt hos aure, og vil derfor avdekke eventuelle endringer i rekrutteringen på et tidlig tidspunkt. Innsjølevende aure gyter vanligvis i tilløpselver og bekker hvor yngelen oppholder seg i en periode før den vandrer ut i tilstøtende innsjø. Reproduksjonssvikt med høy dødelighet på egg- og yngelstadiet er den vanligste årsaken til reduksjon og tap av aurebestander i forsuringsområder. Denne responsen gir en dominans av eldre individ i bestanden. Faste bekkestrekninger til et utvalg innsjøer i hvert vassdrag blir avfisket tre ganger. Antall årsyngel og eldre individ blir registrert og lengdemålt, og tettheten beregnes etter standard metoder. Disse undersøkelsene kan deles inn i tre kategorier:

- a) Bekker til innsjøer i vassdragene Vikedal og Bjerkreim (Rogaland) og Gaular (Sogn og Fjordane). Disse undersøkelsene har vært foretatt siden 1987 i Vikedal og Gaular og siden 1988 i Bjerkreim. I 2002 ble 23 bekker i Gaular og 24 bekker i Vikedal undersøkt. I 2002 ble Bjerkreim tatt ut av dette programmet. Alle tre vassdragene har en forsuringfølsom vannkvalitet, og det er påvist skader på fiskebestander i flere innsjøer.
- b) Bekker eller innløp/utløp til Gruppe 1-sjøer, dvs lokaliteter hvor det samles inn planktoniske krepsdyr og invertebrater hvert år: Atna elv (Oppland og Hedmark), Saudlandsvatn ved Farsund (Vest-Agder), Røyravatn (Rogaland), Markusdalsvatn (Hordaland) og Nystølsvatn (Sogn og Fjordane).
- c) Bekker til innsjøer som blir prøvofisket hvert år.

Tabell 12. Eksempler på arter/grupper med forskjellig toleranse for surt vann. Listen bygger på en oversikt gitt av Raddum & Fjellheim (1985). En mer utfyllende liste er gitt av Fjellheim & Raddum (1990). Forsuringsverdi 1 = lavest toleranse, 0 = høyest toleranse mot surt vann. *Sjeldne arter på Vestlandet.

Vassdragets forsuringsverdi beregnes som middelverdien av enkeltlokalitetene.

Art/gruppe	Forsuringsverdi	Kommentarer
Snegl (Gastropoda) Marflo (<i>Gammarus lacustris</i>)* Skjoldkreps (<i>Lepidurus arcticus</i>)* Døgnfluer: <i>Baetis</i> spp. <i>Caenis horaria</i> <i>Ephemerella aurivilli</i> Vårfluer: <i>Glossosoma</i> sp.	1	Dersom en lokalitet inneholder rimelige mengder av en eller flere av de artene som gir verdien 1, vil vi karakterisere området som ubetydelig/lite påvirket, uavhengig av andre registreringer. Ved sporadiske forekomster, karakteriseres lokaliteten markert forsuringsskadet.
Vannlopper: <i>Daphnia</i> spp. Døgnfluer: <i>Siphonurus</i> spp. <i>Ameletus inopinatus</i> Steinfluer: <i>Isoperla</i> spp. <i>Diura</i> spp. <i>Capnia</i> spp. Vårfluer: <i>Apatania</i> spp. <i>Hydropsyche</i> spp. <i>Philopotamus montanus</i> <i>Tinodes waeneri</i> <i>Potamophylax cingulatus</i> <i>Lepidostoma hirtum</i> <i>Itytrichia lamellaris</i>	0,5	Mangler ovenfornevnte grupper helt i prøven, trer registreringer av arter/grupper med verdi 0,5 i funksjon. Dersom en eller flere av disse blir registrert i nødvendig omfang, vil vi karakterisere lokaliteten som markert forsuringsskadet.
Ertemuslinger (<i>Pisidium</i>)	0,25	I mange tilfeller blir det også undersøkt lokaliteter som egner seg for ertemuslinger (<i>Pisidium</i>). En eller to av disse artene kan tåle surhet ned mot pH 4,8. Dersom småmuslinger blir registrert i slike tilfeller, karakteriseres området fortsatt som sterkt skadet.
Ingen registrering av ovenfornevnte arter/grupper eller andre forsuringssømfintlige bunndyr	0	Mangler småmuslinger i lokaliteter som biotopmessig skulle være gode for dem og man ellers bare har registrert dyr med høy pH-toleranse, karakteriseres området som meget sterkt forsuringsskadet, verdi 0.

4.2. Resultater fra innsjøene 2002

4.2.1. Region I – Østlandet-Nord

Bunndyr

I region I ble Atnsjøen, Måsabutjørna, Fjellvatn og Stortjørna undersøkt. I Atnsjøen ble det registrert 11 følsomme bunndyrarter. Nær halvparten av de påviste døgnfluene og steinfluene er sensitive for surt vatn. Resultatet i Atnsjøen er uendret sammenlignet med tidligere år og vi tror ikke at arter er fraværende grunnet forsuring. I Stortjørna var det en økning av følsom fauna sammenlignet med tidligere undersøkelser. I 1998 ble f. eks. *Baetis rhodani* ikke påvist, mens ett individ ble funnet i 2000. I 2002 ble det registrert 6 individ av arten noe som indikerer en bedring. Faunaen i Fjellvatn og Måsabutjørna viste en negativ eller uendret utvikling fra tidligere år. Den markerte nedgangen var i Måsabutjørna hvor det bare ble registrert følsomme krepsdyr og ingen sensitive bunndyr, mens Fjellvatn har manglet følsom fauna i hele overvåkingsperioden. Dette indikerer en stabil og betydelig skade i sistnevnte lokalitet. Variasjonene i antall sensitive taksa mellom år kan imidlertid skyldes tilfeldigheter og naturlige svingninger. Totalt sett indikerer resultatene uendrede forhold, men med en mulig negativ tendens sammenlignet med foregående år.

Krepsdyr

Region I ble undersøkt i 1998 og det ble registrert 47 arter av planktoniske og litorale krepsdyr i til sammen 11 innsjøer (SFT 1999). Artsantallet for enkeltlokaliteter varierte mellom 12 og 31. De fleste artene er indifferente i forhold til pH, eller kun moderat forsuringstolerante/følsomme. En eller flere av de vanlige survannsindikatorerne *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus* ble funnet i enkelte lokaliteter men da i små mengder. Forsuringsfølsomme arter som *D. galeata*, *D. longispina*, *Alona rectangula* og *E. macrurus* ble funnet i fem av innsjøene, i flere av disse var daphniene vanlig forekommende.

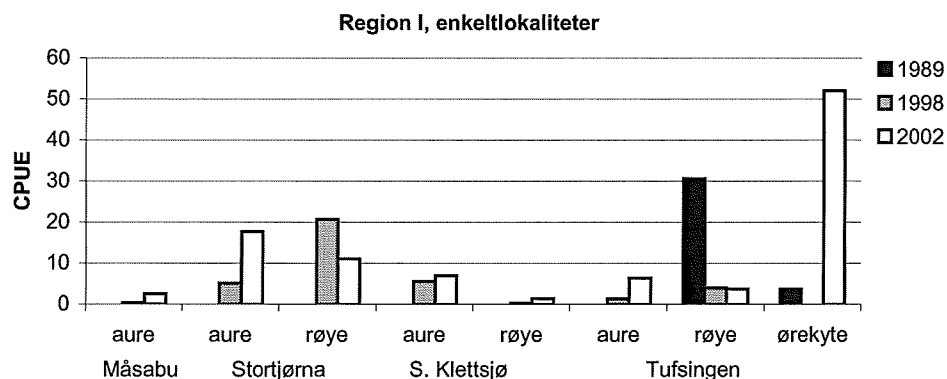
Basert på krepsdyrfaunaen er region I angitt som markert forsuret (klasse 3). Skadeomfanget varierer betydelig og innsjøene i regionen er klassifisert som ubetydelig/moderat forsuret til sterkt forsuret.

Fire av innsjøene i region I ble undersøkt på nytt i 2002 (**Tabell - Tabell** i Vedlegg F); to av disse (Lok.I-1 Atnsjøen og Lok.I-5 Stortjørna) blir undersøkt årlig. For to av de tre forsurede innsjøene utgjorde moderat forsuringfølsomme arter en større andel i 2002 sammenlignet med 1998 mens negative endringer ble registrert for den tredje innsjøen. Atnsjøen er en lite forsuret referansesjø som kun viser små år til år variasjoner i krepsdyrfaunaen. I Stortjørna er survannsindikatorerne *Alona rustica* og *Acanthocyclops vernalis* registrert i tillegg til moderat tolerante og moderat følsomme arter. Arter innen slekten *Daphnia* er ikke registrert. En god bestand av røye i Stortjørna kan ha hatt en negativ effekt på tilstedeværelsen av daphnier, og bunndyrundersøkelsene tyder også på at Stortjørna er noe mindre forsuret enn det krepsdyrfaunen indikerer. Undersøkelsene gir så langt ingen indikasjoner på endringer i forsuringssituasjonen i region I.

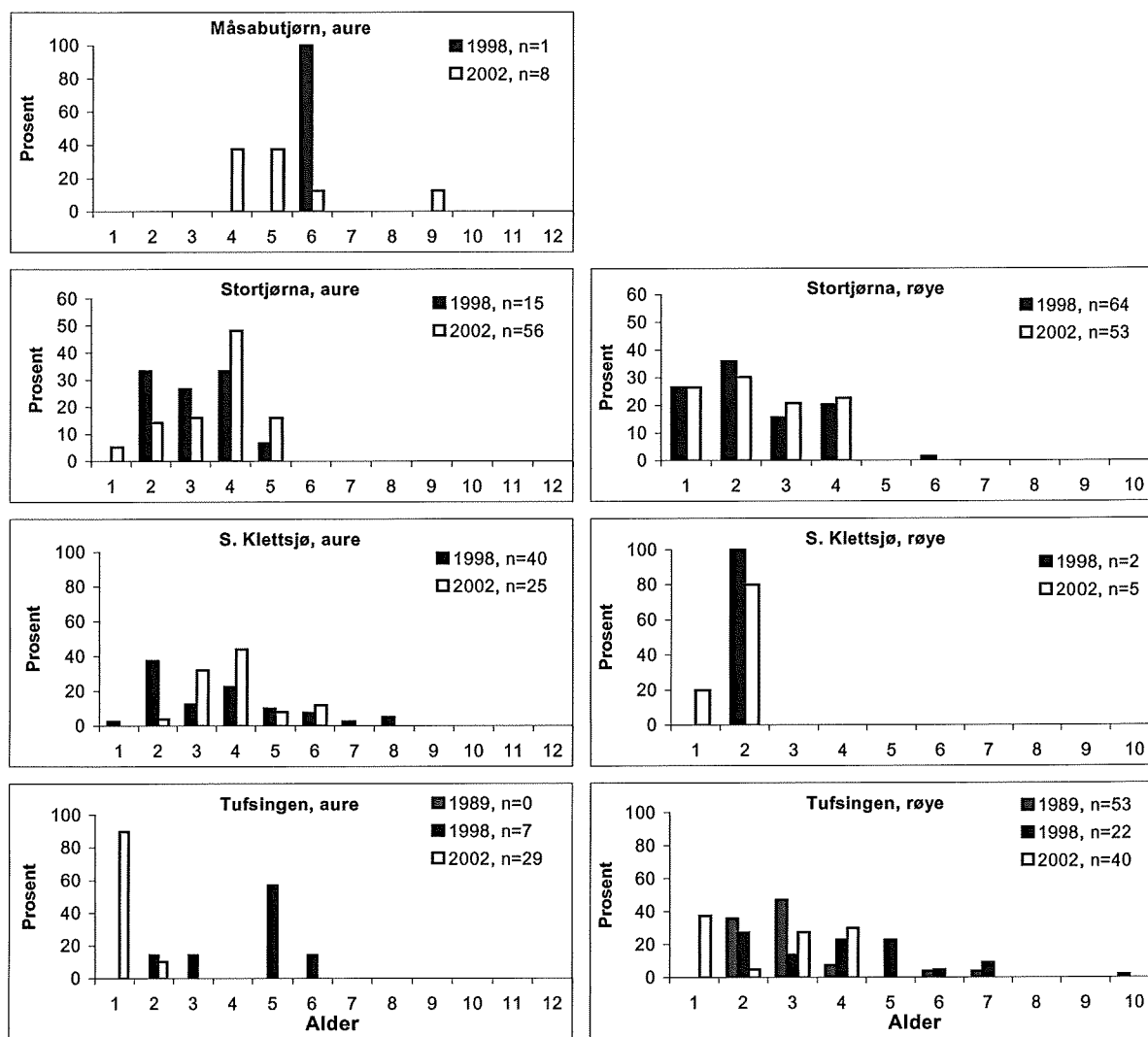
Fisk

De fleste lokalitetene i denne regionen har eller har hatt bestander av aure, mens det finnes røye, abbor, ørekyte og gjedde i enkelte innsjøer. To av lokalitetene (Lok. I-3 og I-7) har tynne bestander av aure og røye (**Figur 57**). Aldersfordelingen hos aure i Måsabutjørna (Lok. I-3) tyder også på dårlig rekruttering (**Figur 58**). I S. Klettsjø (Lok. I-7) domineres imidlertid fiskesamfunnet av unge individ, spesielt hos røye, men bestanden er lite. I Stortjørna (Lok. I-5) har det vært en økning i fangstutbyttet av aure, mens det var en tilsvarende nedgang i utbyttet av røye (**Figur 57**). Det ble imidlertid fanget mer røye på 6-20 m dyp i 2002 enn fire år tidligere, slik at nedgangen i fangstutbyttet blir mindre om disse inkluderes i beregningen. For aure blir det ubetydelige endringer i fangstutbyttet om fangstene fra de dypere områdene blir inkludert. Totalt sett har det derfor vært en positiv utvikling i fiskebestandene i denne lokaliteten. I Stortjørna har både aure og røye nå en god og jevn rekruttering, og begge bestandene domineres av yngre individ (**Figur 58**). Tufsingen (Lok. I-12) har en forholdsvis tynn aurebestand, men fangstutbyttet tyder likevel på en positiv utvikling. Tettheten av røye har

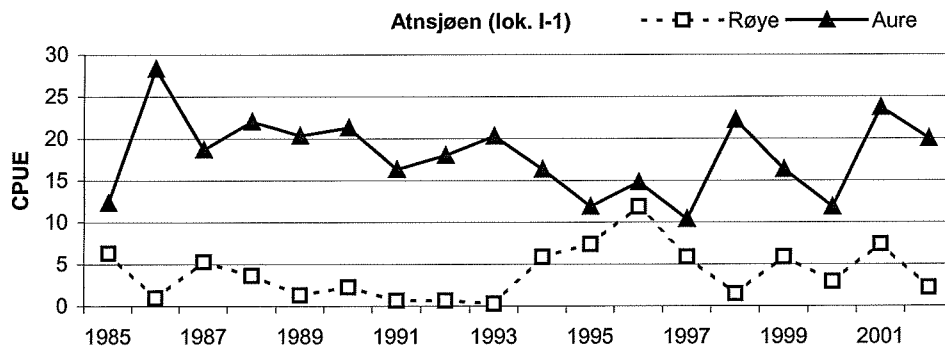
imidlertid gått kraftig tilbake, mens det har vært en tilsvarende økning i bestanden av ørekyte (**Figur 57**). Årsaken til nedgangen i fangstutbyttet av røye kan med stor sannsynlighet tilskrives andre forhold enn forsurening, da vannkvaliteten i innsjøen synes å være god (SFT 2002). Aldersfordelingen hos aure i Tufsingen tyder på en bedret rekruttering, med en dominans av ettåringer i 2002, men svært få årsklasser er representert (**Figur 58**). Hos røye var det også en dominans av ettåringer i fangstene i 2002, og færre årsklasser var representert i forhold til tidligere. Atnsjøen blir prøvofisket hvert år som en del av ” Nettverk av vassdrag for overvåking av biologisk mangfold”. Innsjøen har gode bestander av aure og røye og er ikke vurdert som påvirket av forsurening. I perioden 1985-2002 har fangstutbyttet (CPUE) for aure i bunnære områder (0-12 m dyp) variert mellom 10-28 individ per 100 m² garnareal, mens CPUE for røye har variert mellom 1-12 individ (**Figur 59**). Fangstene av røye i dypere områder av sjøen (12-35 m) er større og viser dessuten en klar positiv utvikling i løpet av undersøkelsesperioden. Data for elfiske på inn- og utløp er gitt i kapittel 4.5.2.



Figur 57. Fangst av aure i Måsabutjørn, aure og røye i Stortjørna og S. Klettsjø og av aure, røye og ørekyte i Tufsingen per 100 m² garnareal (CPUE) i bunnære områder i ulike perioder.



Figur 58. Aldersfordeling hos aure og røye i Stortjørna, S. Klettsjø og Tufsinga og hos aure i Måsabuttjørn i ulike år. n = antall individ.



Figur 59. Fangst av aure og røye per 100 m² garnareal (CPUE) i bunnære områder (0-12 m dyp) av Atnsjøen i perioden 1985-2002.

4.2.2. Region II – Østlandet-Sør

Bunndyr

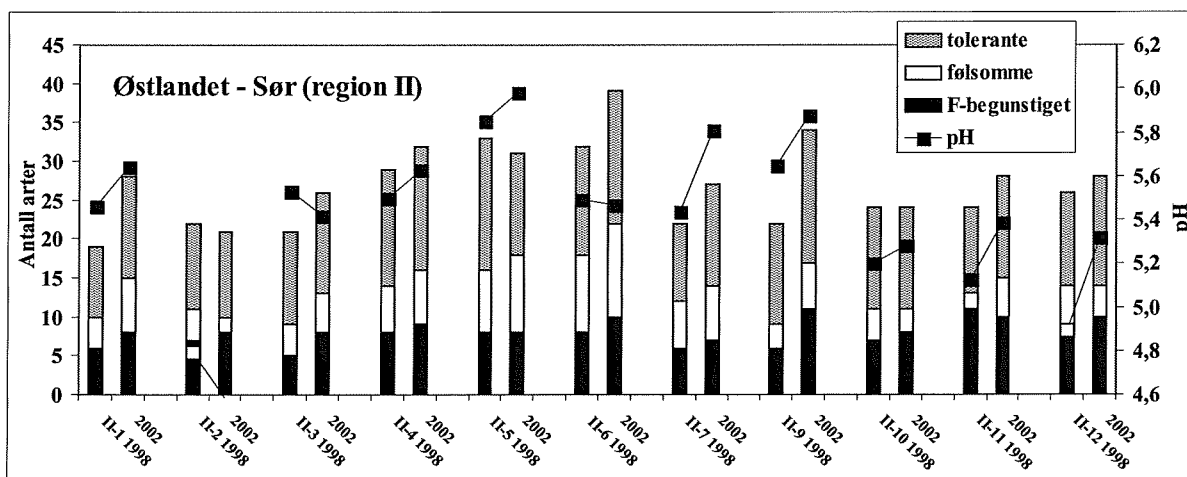
I region II ble det undersøkt 11 innsjøer. Ø. Jerpetjern, Langvatn og Bredtjern blir undersøkt årlig, mens de øvrige lokalitetene undersøkes hvert fjerde år. Resultatene fra de førstnevnte tre innsjøene viser ingen nevneverdige endring i status sammenlignet med foregående år. Bunndyrfaunaen ble vurdert som tydelig forurensingsskadet i Ø. Jerpetjern og Langvatn en tilstand som har vært mer eller mindre uendret siden 1998. Tilstanden i Bredtjern er satt til sterkt skadet; tilstanden har vært uendret siden overvåkingen startet. I de øvrige innsjøene hadde fire en negativ utvikling i faunaen sammenlignet med forrige undersøkelse. Resten av innsjøene hadde et uendret skadeomfang. Samlet sett indikerer derfor undersøkelsene i de fleste lokalitetene en uendret forurensingssituasjon, men i noen av lokalitetene har det vært en reduksjon av sensitive arter; noe som kan tolkes som en negativ utvikling.

Krepsdyr

Region II ble undersøkt i 1998 (SFT 1999) og på nytt i 2002. Antall arter har i denne perioden økt fra 50 (12 sjøer) til 60 (11 sjøer). Totalt er det registrert 65 arter i region II basert på overvåkingen i perioden 1996-2002. Artsantallet i 2002 varierte mellom 21 og 39 for den enkelte innsjø. Survannsindikatorer (*A. curvirostris*, *A. rustica*, og *D. nanus*) sammen med moderat tolerante arter ble registrert i de fleste innsjøene og da ofte i større mengder. Følsomme arter som *D. longispina* og *D. longiremis* ble funnet i små mengder i fire av innsjøene.

Basert på en samlet vurdering av krepsdyrfaunaen er region II klassifisert som markert til sterkt forurenset (klasse 3-4). Status for enkeltlokaliteter varierer fra moderat til meget sterkt forurenset.

Antall arter og andel forurensingssensitive arter har økt fra 1998 til 2002 for de fleste av lokalitetene (**Figur 60**). Vannloppen *Alona karelica*, som tidligere ikke er funnet i overvåkingssjøene og som anses som moderat forurensingsfølsom, ble registrert i tre av innsjøene i 2002. Samtidig har den forurensingstolerante vannloppen *Alona rustica* økt i mengde for mange av innsjøene. Tilsvarende er også registrert for andre innsjøer på Østlandet (Bjørn Walseng, pers.medd.). Endringene i perioden kan være en begynnende respons på bedring i vannkvaliteten, men spesielle klimatiske forhold i 2002, med tidlig start på vekstsesongen og en varm sommer, har sannsynligvis også hatt en betydning.



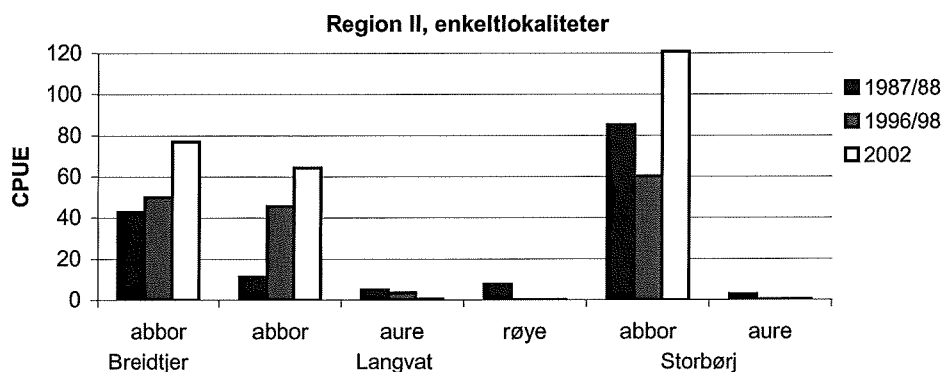
Figur 60. Innsjøer i region II (Østlandet-Sør) som er undersøkt mht. planktoniske og litorale krepsdyr i 1998 og 2002. Totalt artsantall fordelt på forurensingsbegunstigede (dobbeltså vanlig ved $pH < 5,0$ som ved $pH > 6,0$), forurensingsfølsomme (dobbeltså vanlig ved $pH > 6,0$ som ved $pH < 5,0$) og tolerante (indifferente) arter. pH er hentet fra NIVAs innsjøovervåking.

Tre innsjøer (Lok.II-2 Breidtjern, Lok.II-10 Øvre Jerpetjern og Lok.II-12 Langtjern) blir undersøkt årlig (**Tabell** og **Tabell** i Vedlegg F). I tillegg fins det årlige data fra Lok. II-5 (Langvatn) i perioden 1996-1999 samt i 2002. I Breidtjern, en av de mest foruringssskadete innsjøene i denne regionen, ble det for første gang registrert *Cyclops scutifer* i 2002. Forekomst av denne svært vanlige men noe foruringsfølsomme arten kan være en første respons på bedring i vannkvaliteten. Fra Langtjern fins det også planktondata fra 1977. Prosentvis forekomst av den foruringsfølsomme arten *Daphnia longispina* i planktonet har i alle år vært lav, men noe høyere i 1977 sammenlignet med perioden 1998-2002. Til tross for en gradvis bedring av vannkvaliteten siden midten av 1970-tallet er de vannkjemiske forholdene for dårlige og ustabile for permanent etablering av de mest foruringsfølsomme krepsdyrartene. Dette bekreftes også ved manglende selvrekuttering hos auren (utsatt) i Langtjern. I Langvatn har antall foruringsfølsomme arter økt men mengden av disse er fremdeles svært lav. For Øvre Jerpetjern (se **Figur 71**) er det ingen generelle endringer i krepsdyrfaunaen i undersøkelsesperioden.

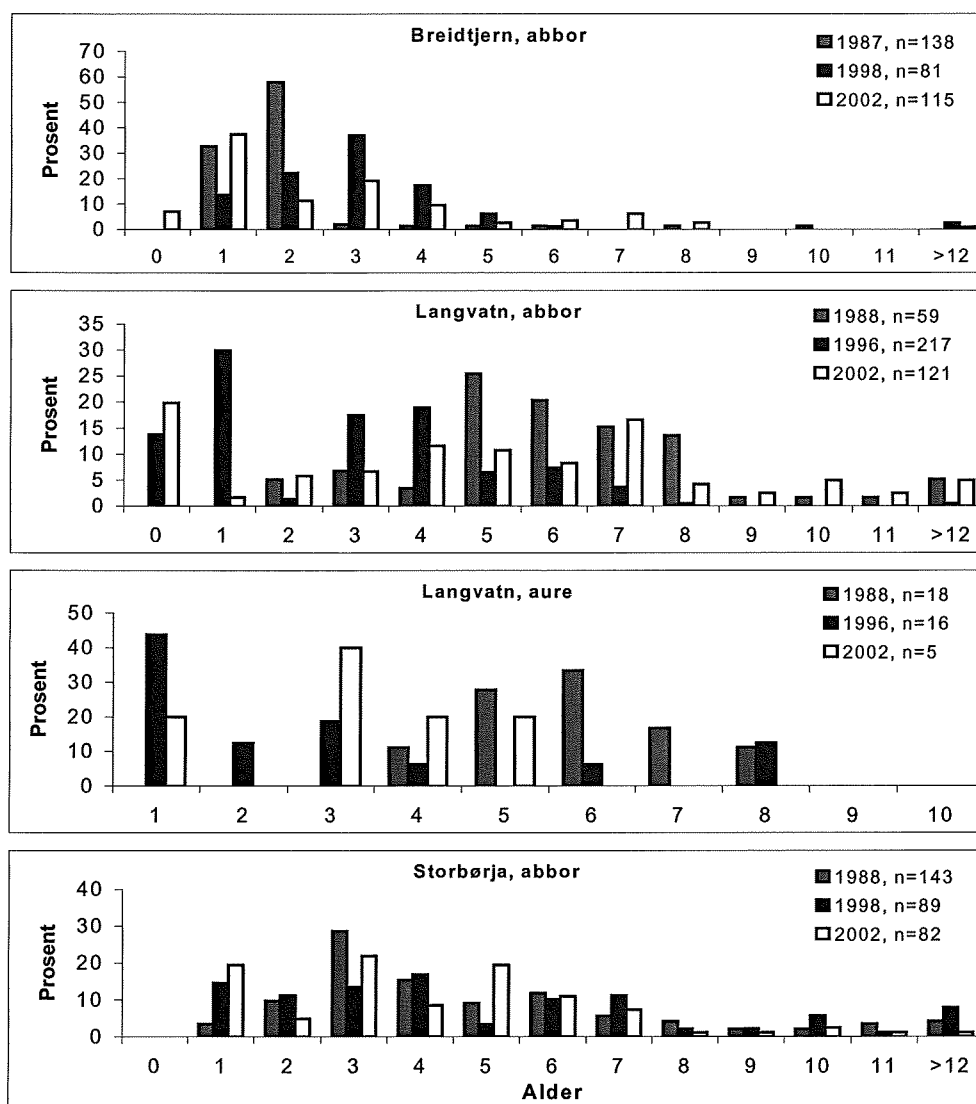
Fisk

Tre lokaliteter (Lok. II-2, II-5 og II-6) ble prøvofisket i region II i 2002, mens de øvrige lokalitetene ble undersøkt siste gang i 1998.

De fleste lokalitetene i denne regionen har eller har hatt bestander av abbor, mens aure og røye finnes i enkelte av de utvalgte innsjøene. De tre lokalitetene som ble undersøkt i 2002 har alle hatt en økning i fangstutbyttet av abbor (**Figur 61**). To av innsjøene har fortsatt tynne aurebestander, og Langvatn (Lok. II-5) har i tillegg en tynn røyebestand. Aldersfordelingen hos abbor i lokalitetene som ble undersøkt i 2002 viser at alle har hatt en god og jevn rekruttering (**Figur 62**). Langvatn har hatt den største økningen i fangstutbytte, med en dominert av 0+ og 1+ i både 1996 og 2002. I 1988 var det flest fem- og seksåringer i prøvofiskefangsten. Aldersfordelingen hos aure i Langvatn tyder på at rekruttering har bedret seg noe de siste åra, men bestanden er fortsatt tynn. I 1988 ble det ikke fanget yngre aure enn fire år i Langvatn. Region II har en høy forureningsbelastning, og innsjøene er klassifisert som markert til sterkt foruringssskadet både for bunndyr og krepsdyr (SFT 2002). Vannkvaliteten i innsjøene i denne regionen har imidlertid forbedret seg kraftig i de siste åra, med en økning i ANC fra 0 til over 31 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ i perioden 1986-2001 (SFT 2002). Undersøkelsene av fisk tyder på at abbor har hatt en positiv utvikling, mens dette ikke er tilfelle for aure og røye. Flere av abborbestandene har helt fra starten av undersøkelsen blitt karakterisert som tette. Årsaken til det lave fangstutbyttet av aure og røye i to av de undersøkte lokalitetene kan skyldes konkurranse fra tette abborbestander, men det kan også ha sammenheng med at vannkvaliteten fortsatt er marginal. Langvatn (Lok. II-5) og Storbørja (Lok. II-6) hadde i 2001 pH på henholdsvis 5,7 og 5,1 (SFT 2002). Forurings situasjonen i denne regionen er fremdeles alvorlig for fisk da 18 og 9 % av lokalitetene har tapte bestander av henholdsvis abbor og aure (**Figur 72**).



Figur 61. Fangst av abbor i Breidtjern, abbor, røye og aure i Langvatn og abbor og aure i Storbørja per 100 m² garnareal (CPUE) i bunnære områder (0-6 m dyp) i ulike perioder.



Figur 62. Aldersfordeling hos abbor i Breidtjern og Storbørja og hos abbor og aure i Langvatn i ulike perioder. n= antall fisk.

4.2.3. Region III – Fjellregion Sør-Norge

Bunndyr

I region III ble det samlet inn prøver fra Rondvatn og Heddersvatn. I Heddersvatn ble det funnet 2 moderat følsomme taksa, dvs. ett mindre enn året før. I Rondvatn forekom det 8 sensitive taksa av bunndyr, det samme som i 2001. De følsomme taksaene besto både av meget sensitive døgnfluer og mange følsomme steinfluearter. Litoralsonen i Rondvatn har færrest følsomme taksa, mens innløpsbekken til innsjøen har flest følsomme taksa. Registreringene viser at svært ionefattig vann kan inneholde en rekke følsomme insektarter dersom vannet ikke er påvirket av forsurening. Sammenlignet med tidligere undersøkelser er det vanskelig å peke på noen endring i forsureningsstatusen. Eksempelvis har følsomme larver av slekten *Baetis* forekommet i relativt høye antall både i innløp og utløp.

Krepsdyr

Region III ble undersøkt i 2000 og det ble her registrert 33 arter av planktoniske og litorale krepsdyr i til sammen 11 høyfjellslokaliteter (SFT 2001). Artsantallet for den enkelte lokalitet varierte mellom 7 og 22. De fleste av artene er indifferente i forhold til pH. De vanlige survannsindikatorerne A.

curvirostris, *A. rustica* og *D. nanus* ble funnet i kun et fåtall av lokalitetene og da i små mengder, mens den forsuringfølsomme vannloppen *D. longispina* ble funnet i seks av innsjøene. Både artsantall og artssammensetning er typisk for høyfjellslokaliteter i Sør-Norge. Lave kalsiumkonsentrasjoner kan være en medvirkende årsak til manglende funn av daphnier og andre forsuringfølsomme arter i enkelte av lokalitetene. Bunn dyrsamfunnet i for eksempel Urdevatn, med funn av flere forsuringfølsomme arter, indikerer også at manglende funn av *D. longispina* i 2000 kan ha andre årsaker enn forsuring.

Samlet er region III vurdert som moderat til markert forsuret (klasse 2-3) basert på krepsdyrsamfunnene. De enkelte innsjøene i regionen er klassifisert som ubetydelig/moderat til sterkt forsuret.

Fra to av lokalitetene i region III (Lok.III-1 Rondvatn og Lok.III-5 Heddersvatn) fins det årlige krepsdyrdata for perioden 1997-2002 (**Tabell** i Vedlegg F). Heddersvatn er i tillegg undersøkt i 1978. Kun 10 arter er samlet registrert i Rondvatn og det lave artsantallet skyldes ugunstig vannkvalitet i tillegg til dårlig utviklet litoralsone med bratte kanter og lite vegetasjon. År til år variasjoner i krepsdyrfaunaen er liten og indikerer ingen endring i forsuringssituasjonen. I Heddersvatn ble *Cyclops scutifer* registrert for første gang i 1999 med økende andel i årene som følger. Det ser ut til at arten gradvis har erstattet den mer forsuringstolerante *Acanthocyclops vernalis*, noe som kan ha sammenheng med bedringer i vannkvaliteten. Fire av lokalitetene i Kvennavassdraget (Hardangervidda) ble undersøkt i 1978 og 1995 i tillegg til 2000. Innsjøene vurderes som lite forsuringsskadet og en økning i andelen forsuringssensitive arter mellom 1978 og 1995/2000 skyldes høyst sannsynlig variasjoner i andre miljøforhold, for eksempel klima.

Fisk

Det ble ikke prøvofisket i noe vatn i region III i 2002, der siste undersøkelse ble foretatt i 2000 (n=6). Status for enkeltlokaliteter varierer fra tapte bestander til en betydelig økning i fangstutbytte av aure, der det har utviklet seg forholdsvis tette bestander. De fleste lokalitetene i regionen har rene aurebestander. De innsjøene som kun er undersøkt én gang har forholdsvis tette aurebestander. Selv om utviklingen for fisk synes å være positiv i denne regionen, har fangstutbyttet for aure i noen lokaliteter økt lite og bestandene karakteriseres som forholdsvis tynne. Røyebestanden i Heddersvatn (Lok. III-5) synes imidlertid å ha økt betydelig i løpet av de siste 10 åra (SFT 2002).

4.2.4. Region IV - Sørlandet-Øst

Bunndyr

I region IV ble Bjorvatn, Lille Hovvatn og Sognevatn undersøkt. I førstnevnte lokalitet er det tidligere bare påvist taksa som er tolerante for surt vatn. I 2002 ble det imidlertid registrert småmuslinger. Dette indikerer derfor en forbedring sammenlignet med årene før, men Bjorvatn er fortsatt markert forsuringsskadet. Faunaen i Lille Hovvatn har også tidligere hatt innslag av småmuslinger, men disse har avtatt i de senere år. Den følsomme døgnfluen *Siphonurus* sp. har og vært registrert i L. Hovvatn tidligere, men ikke de siste årene. Vi mener at utviklingen i L. Hovvatn og Bjorvatn har vært forholdsvis lik under overvåkingen, selv om resultatene for enkelte år har gått i litt forskjellig retning. I Sognevatn ble det funnet 6 følsomme taksa om høsten med *B. rhodani*, og *Hydropsyche* sp. som de viktigste. Registreringene ble gjort i utløpet og indikerer lav forsuring i perioden. I litoralsone ble dessuten døgnfluen *Caenis horaria* funnet, noe som indikerer en forbedring sammenlignet med året før. Samlet sett indikerer dette at faunaen i regionen utvikler seg i positiv retning, men fortsatt er det betydelig forsuringsskade i de mest forsurede områdene.

Krepsdyr

Region IV ble undersøkt i 1999 og totalt ble det registrert 55 arter av planktoniske og litorale krepsdyr i til sammen 10 innsjøer (SFT 2000). Artsantallet for den enkelte lokalitet varierte mellom 19 og 38. De fleste av artene er indifferente i forhold til pH, men en eller flere arter av de vanlige survanns-

indikatorerne *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus* ble funnet i alle vann. Også mer forsuringfølsomme arter som *D. longispina* og *E. macrurus* ble påvist, men kun i et fåtall av lokalitetene.

Samlet er region IV vurdert som markert til sterkt forsuret (klasse 3-4) basert på krepsdyrfaunaen. Krepsdyrfaunaen viser stor variasjon og innsjøene er klassifisert som ubetydelig/moderat til meget sterkt forsuret.

Fra syv av lokalitetene i region IV fins det krepsdyrdata fra flere år i perioden 1996-2002. Tre av innsjøene (Lok.IV-3 Bjorvatn, Lok.IV-5 Lille Hovvatn og Lok.IV-9 Sognevatn) overvåkes årlig (**Tabell** og **Tabell** i Vedlegg F). Bjorvatn viser kun mindre år til år variasjoner mhp. artsantall og sammensetning. Lille Hovvatn, som er den som mest forsurede overvåkingslokaliteten i denne regionen, viser større forsuringsskader på krepsdyrsamfunnet i 2000-2002 sammenlignet med tidligere år. I Sognevatn har det vært en økning i totalt antall arter i perioden 1998-2002 men andel forsuringfølsomme arter har vært relativt stabilt. Sognevatn ble i tillegg undersøkt i 1989. Andelen forsuringfølsomme krepsdyrarter er mer enn fordoblet i 1997-2002 sammenlignet med situasjonen på slutten av 1980-tallet (SFT 2002). Datagrunnlaget fra 1989 er imidlertid noe mangelfullt. Også Sandvatn (Lok.IV-2), som ble undersøkt i 1987 (Walseng and Halvorsen 1988), og Risvatn (Lok.IV-4), som ble undersøkt i 1978 (Hobæk & Raddum 1980), viser indikasjoner på en svak positiv endring, enten ved økt andel forsuringfølsomme arter eller ved økt andel daphnier i planktonet (SFT 2002).

Fisk

Det ble ikke prøvofisket i region IV i 2002 og de fleste lokaliteter med fisk i denne regionen er bare undersøkt én gang. Det er derfor et for dårlig grunnlag til å si noe om utviklingen i fiskebestandene i denne regionen.

4.2.5. Region V - Sørlandet-Vest

Bunndyr

I region V ble de årlige innsjøene undersøkt i 2002. I Saudlandsvatn ble det påvist 6 moderat følsomme taksa. Dette er en økning i antall sensitive taksa, men dette endrer ikke forsuringstatus sammenlignet med tidligere undersøkelser. I Ljosvatn ble det funnet ett individ av døgnfluen *Siphonurus sp.* Dette kan være det første tegn til en bedring av vannkvaliteten i lokaliteten som i tidligere år har vært sterkt forsuret. I Lomstjørni ble det funnet 7 følsomme taksa bestående av meget følsomme og moderat følsomme arter. Sammenlignet med foregående år var det kommet til nye arter, men forsuringstatusen er uendret. Resultatene fra de undersøkte innsjøene samlet indikerer økning i biologisk mangfold og en bedring av forholdene. Forsuringen er imidlertid fortsatt meget stor i lokaliteter med lav bufferevne. Registreringen av nye arter for lokalitetene viser at reduksjon av sur nedbør gradvis øker utbredelsen av følsom fauna både i rennende og stillestående vann.

Krepsdyr

Region V ble undersøkt i 1997 (SFT 1998) og fra åtte av sjøene foreligger det i tillegg krepsdyrdata fra 2001 (SFT 2002). Artsantallet for den enkelte lokalitet som ble undersøkt i 2001 varierte mellom 16 og 30. Et flertall av innsjøene er ionsvake med lave kalsiumkonsentrasjoner, og med unntak av Ljosvatn (Lok.V-4) er innsjøene karakterisert ved svært lave andeler av forsuringfølsomme arter. Survannsindikatorer som *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus* ble funnet i flertallet av innsjøene mens *Daphnia spp.* kun er registrert i fire lokaliteter.

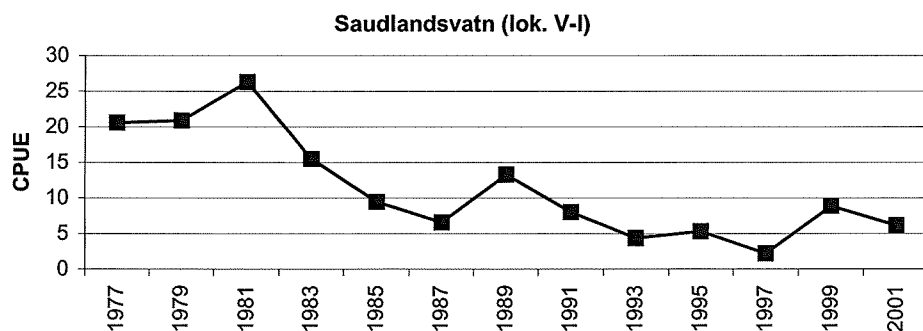
Region V er samlet vurdert som sterkt forsuret (klasse 4) basert på krepsdyrfaunaen. De enkelte innsjøene i regionen er klassifisert som moderat/markert til meget sterkt forsuret.

Alle innsjøene som er undersøkt både i 1997 og 2001 viser en økning i totalt antall arter, med unntak av Ljosvatn. Økningen gjelder i like stor grad forsuringstolerante som forsuringfølsomme arter men

kan være et første tegn på bedring i forurensingssituasjonen i region V. Tre innsjøer (Lok.V-1 Saudlandsvatn, Lok.V-4 Ljosvatn og Lok.V-8 Lomstjørni) blir undersøkt årlig (Tabell og Tabell i Vedlegg F). I Saudlandsvatn ble det i 2002, for første gang, funnet individer av *Daphnia longispina* i planktonet. Funn av hvileegg i topp-sedimentet (se Figur 73) bekrefter inntrykket av at denne forurensingsfølsomme arten er i ferd med å reetablere seg i innsjøen. For de to andre sjøene som undersøkes årlig gir resultatene så langt ingen indikasjoner på en generell bedring i overvåkingsperioden 1996-2002 (se Figur 71 for Ljosvatn).

Fisk

I 2002 ble ingen innsjøer i region V prøvofisket, mens syv lokaliteter ble undersøkt i 2001. Intervjuundersøkelser har vist at denne regionen har flest tapte fiskebestander pga forurensing her i landet, samt at det har vært en merkbar reduksjon i mange bestander (SFT 2003). Aurebestanden i Saudlandsvatn har vært undersøkt annet hvert år siden 1977 (Figur 63). Det var en klar bestandsreduksjon på begynnelsen av 1980-tallet, og siden har fangstutbyttet, med ett unntak (1989), vært mindre enn 10 individ per 100 m² garnareal.



Figur 63. Fangst av aure per 100 m² garnareal i epibentisk sone (0-6 m dyp) i Saudlandsvatn i perioden 1977-2001.

4.2.6. Region VI -Vestlandet-Sør

Bunndyr

I region VI ble bare Røyrvatn undersøkt i 2002. Tidligere har det vært registrert moderat følsomme arter i denne lokaliteten, men ingen slike ble påvist i siste års undersøkelser. Utviklingen i innsjøen de siste årene har således vært negativ i motsetning til utviklingen i andre deler av vassdraget (se Vikedalsvassdraget). Det har også vært en negativ trend i mangfoldet av bunndyrtaksa de siste årene. Dette er overraskende siden Røyrvatn ligger i et område hvor vi forventer å finne forbedringer.

Krepsdyr

Region VI ble undersøkt i 2000 (SFT 2001). Det fins krepsdyrdata fra syv innsjøer og totalt ble det registrert 32 arter. Artsantallet varierte mellom 11 og 25 for enkeltlokaliteter. Typiske survannsindikatorer, representert ved en eller flere av artene *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus*, ble funnet i alle innsjøene mens kun to innsjøer hadde bestander av *D. longispina*. For øvrig var innsjøene dominert av moderat tolerante eller moderat forurensingsfølsomme arter. Alle innsjøene i region VI er ionsvake og med relativt lave kalsiumkonsentrasjoner (0,3-0,9 mg Ca L⁻¹).

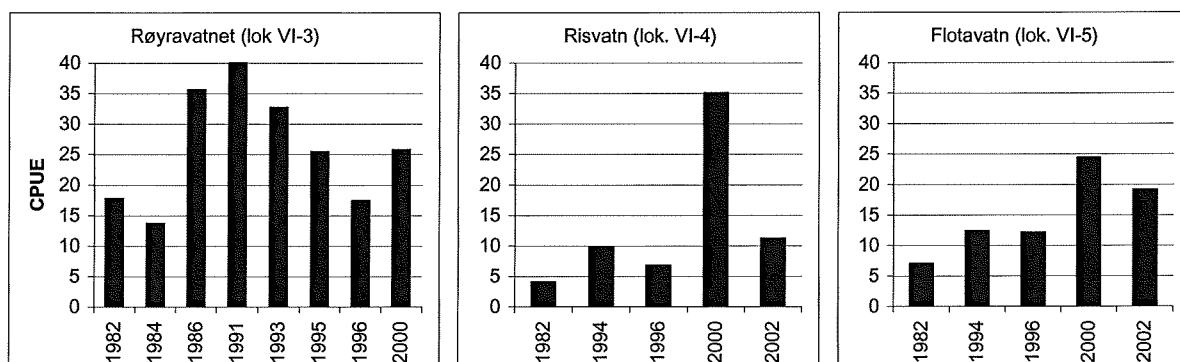
Innsjøene er klassifisert som markert til sterkt forurenet (klasse 3-4) og dette gjelder også for regionen samlet.

Kun en av lokalitetene (Lok.VI-3, Røyrvatn) blir undersøkt årlig (Tabell i Vedlegg F). Sammenlignet med tidligere år er det ingen endring i forsuringssituasjonen i 2002 (Figur 71). I forbindelse med bunndyrundersøkelsene ble det i 2000 registrert individer av *Daphnia* sp. i utløpselva og dette tyder på at arten fins i lave tettheter i planktonet. Dersom arten er i ferd med å etablere seg pga. bedringer i vannkvaliteten vil vi forvente at den etter hvert vil opptre mer regelmessig i planktonprøvene. En av lokalitetene (Litlevikvatn) ble undersøkt i 1992 og 1997 i tillegg til 2000. Materialet gir ingen indikasjon på endringer i forsuringssituasjonen i denne perioden. Krokavatn (Lok. VI-2) ble også undersøkt i 1997 og *D. longispina*, som i 2000 ble funnet i små mengder i alle prøver, ble den gang ikke registrert i innsjøen. Sammenlignet med resultatene fra 1997 manglet imidlertid et par av de moderat forsuringfølsomme artene ved siste undersøkelse. En samlet vurdering av krepsdyrdataene gir ingen indikasjon på endringer i forsuringssituasjonen i region VI over undersøkelsesperioden.

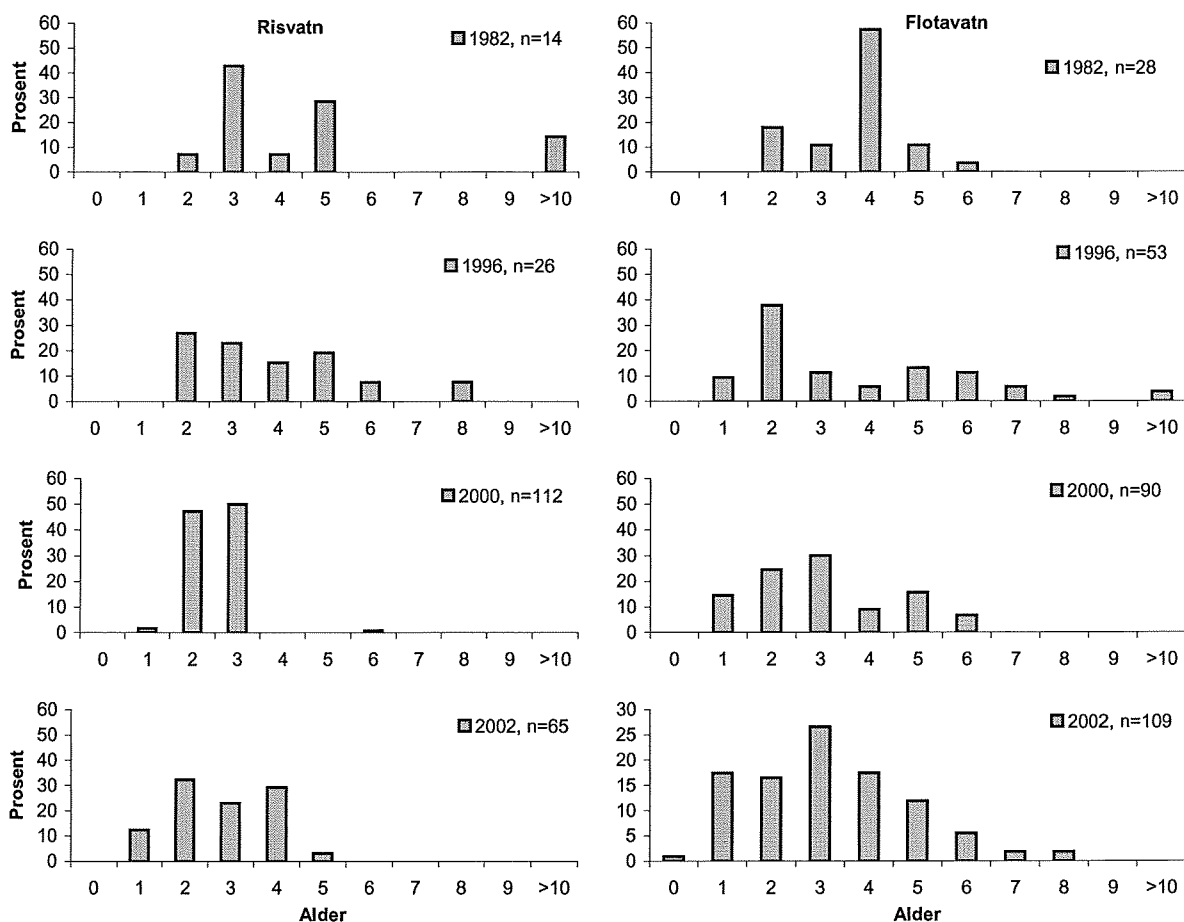
Fisk

Alle fiskebestandene i region VI som har vært undersøkt mer enn én gang, har hatt en positiv utvikling. Fangstutbyttet i de enkelte lokalitetene viser en forholdsvis klar økning fra 1996 til 2000 (Figur 64). Utviklingen i denne perioden var spesielt positiv for aurebestandene i Risvatn (Lok. VI-4) og Flotavatn (Lok. VI-5) i Vikedalsvassdraget. I Røyrvatn (Lok. VI-3) lokalisert i samme vassdrag, gikk imidlertid fangstene av aure ned på midten av 1990-tallet, men i likhet med de to andre lokalitetene har bestandstettheten økt fra 1996 til 2000. Både Risvatn og Flotavatn hadde en nedgang i fangstutbyttet av aure fra 2000 til 2002, men det var likevel større enn på 1980- og 1990-tallet. Resultatene tyder på at forsuringssituasjonen for fisk i denne regionen fortsatt er noe ustabil.

Aldersfordelingen hos aure i Risvatn og Flotavatn viser at bestandene har hatt en økt rekruttering utover 1990-tallet og fram til 2002 (Figur 65). Auren i Risvatn har en mer ujevn rekruttering og færre årsklasser enn bestanden i Flotavatn. Dette kan tyde på at forsuringssituasjonen i Risvatn er noe mer ustabil enn i Flotavatn.



Figur 64. Fangst av aure per 100 m² garnareal (CPUE) i Røyrvatn i perioden 1982-2000, og i Risvatn og Flotavatn i perioden 1982-2002.



Figur 65. Aldersfordeling hos aure i Risvatn og Flotavatn i ulike perioder. n= antall fisk.

4.2.7. Region VII - Vestlandet-Nord

Bunndyr

I region VII ble innsjøene Markusdalsvatn, Nystølvatn og Svartetjern undersøkt. Disse lokalitetene er undersøkt årlig siden 1996. Bunnfaunaen i Markusdalsvatn har indikert en sterkt forurensingsskadet bunnfauna frem til 1999 hvor én følsom steinflue ble registrert om høsten. Denne forsvant igjen i 2000, men ble registrert på nytt i 2001. Arten var også tilstede i 2002 og indikerer starten på en positiv utvikling av faunaen i Markusdalsvatn. I Svartetjern ble det bare registrert sterkt forurensingstolerante taksa; en situasjon som har vært uendret i hele overvåkingsperioden. Nystølvatn har hatt en stabil tilstand siden overvåkingen av Gaularvassdraget startet. Det var derfor en uventet endring som skjedde i 2000 da tilstanden sank fra markert til sterkt forurensingsskade. Også i 2001 var bunndyrfaunaen sterkt forurensingsskadet. Undersøkelsene i 2002 ga imidlertid 4 moderat følsomme taksa, dvs. en markert forbedring sammenlignet med de to siste årene. Innsjøen ligger i et område som gir ionefattig vannkvalitet og er følgelig svært følsom for forurensing. Imidlertid viser registreringene at ionefattig vann kan inneholde følsomme arter dersom sure episoder kan unngås. Dette er også vist for andre fjellsjøer som f. eks. Rondvatn. Resultatene fra region VII viser at det fortsatt er markert forurensingsskade, men at det er en positiv trend i faunasammensetningen.

Krepsdyr

Region VII ble undersøkt i 1999 og totalt ble det registrert 35 krepsdyrarter i de 12 undersøkte innsjøene (SFT 2000). Artsantallet for enkeltlokaliteter varierte mellom 6 og 20. Samlet artsliste for regionen inkluderer både forurensingsfølsomme og forurensingstolerante arter, inklusive

survannsindikatorerne *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus*. Av forsuringsfølsomme arter er det først og fremst *D. longispina* som er registrert. De fleste av lokalitetene i regionen var svært ionsvake med Ca-konsentrasjoner $<0,5 \text{ mg L}^{-1}$ og andel forsuringsfølsomme arter forventes derfor å være naturlig lav. Krepssdyrfaunaen i slike innsjøer vil ofte feilaktig kunne forveksles med en fauna som er påvirket av forsurening.

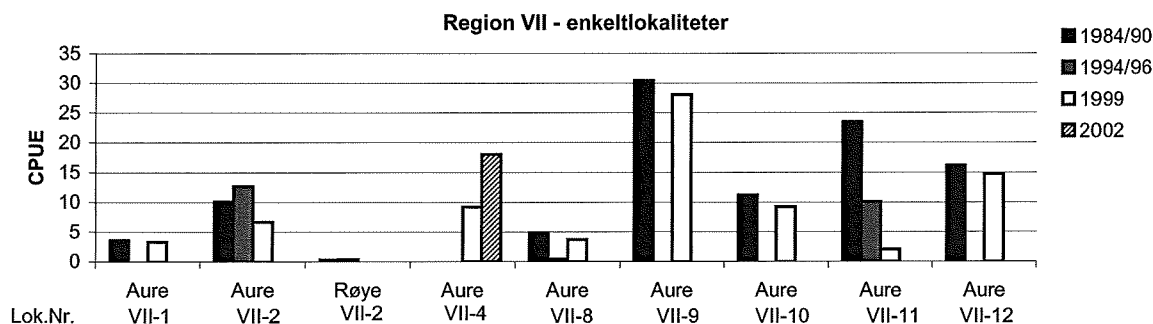
Samlet er region VII vurdert som markert forsuret (klasse 3). Krepssdyrfaunaen viser stor variasjon og innsjøene er klassifisert som ubetydelig/moderat til sterkt/meget sterkt forsuret. Det er sannsynlig at forsureningssituasjonen er vurdert som mer alvorlig enn det som er realiteten (se over). Generelt er forsureningssituasjonen i region VII basert på krepssdyrfaunaen, vurdert som mer alvorlig enn tilsvarende vurdering basert på vannkjemien alene.

For tre av innsjøene (Lok.VII-4 Markusdalsvatn, Lok.VII-6 Svartetjern og Lok.VII-8 Nystølvatn) fins det årlige krepssdyrdata (**Tabell** og **Tabell** i Vedlegg F). Relativt store år til år variasjoner er registrert for disse innsjøene men en samlet vurdering av krepssdyrdataene gir ingen indikasjon på endringer i forsureningssituasjonen i region VII i undersøkelsesperioden (se **Figur 71** for Nystølvatn).

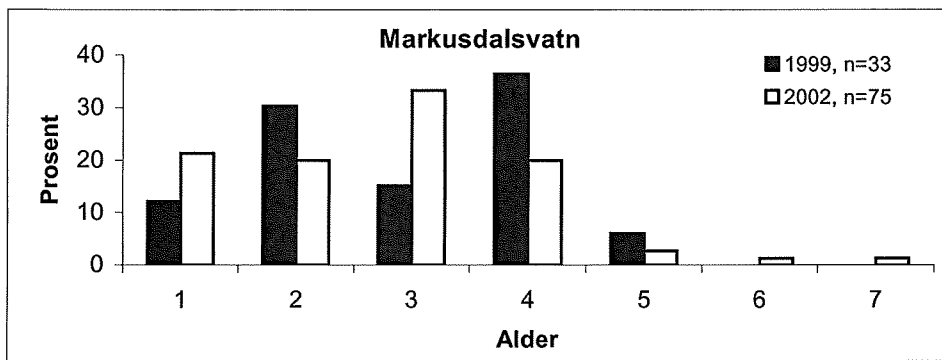
Fisk

Det ble prøvofisket i én lokalitet i region VII i 2002 (Lok. VII-4), mens siste undersøkelse i de andre lokalitetene var i 1999. De fleste av disse innsjøene har tynne aurebestander (**Figur 66**).

Markusdalsvatn (Lok. VII-4) har hatt en klar økning i fangstutbyttet av aure i siste treårs periode. Aldersfordelingen viser at bestanden nå har en god og jevn rekruttering (**Figur 67**). I Mevatn (Lok. VII-11) i Gaularvassdraget har det vært en klar nedgang i fangstutbyttet av aure fra 1984 til 1999, mens bestanden i Storavatn (Lok. VII-2) er halvert i undersøkelsesperioden (1996 til 1999). I de andre lokalitetene har fangstene endret seg lite i løpet av de siste åra.



Figur 66. Fangst av aure i Oddmundalsvatn (Lok. VII-1), Markusdalsvatn (Lok. VII-4), Nystølvatn (Lok. VII-8), Skardsvatn (Lok. VII-9), Holmvatn (Lok. VII-10), Mevatn (Lok. VII-11) og Movatn (Lok. VII-12), og av aure og røye i Storavatn (Lok. VII-2) per 100 m^2 garnareal (CPUE) i bunnære områder (0-6 m dyp) i ulike perioder.



Figur 67. Aldersfordeling hos aure i Markusdalsvatn i 1999 og 2002. n= antall fisk.

4.2.8. Region VIII - Midt-Norge

Bunndyr

I region VIII ble bare Svartdalsvatn undersøkt i 2002. Innsjøen er artsfattig, men inneholdt 6 følsomme taksa. Dette er som forventet i en ionefattig fjellsjø og indikerer liten eller ingen skade. Alle innsjøene for regionen ble undersøkt i 2001 og viste da at de fleste var lite skadet av forurening.

Krepsdyr

Region VIII ble undersøkt i 2001 og det fins krepsdyrdata fra ti innsjøer. Dataene er for første gang presentert samlet i forbindelse med denne rapporten (Tabell i Vedlegg F). Totalt ble det registrert 42 arter. Antall krepsdyrarter varierte mellom 11 og 27 for enkeltlokaliteter. De fleste av artene er indifferente i forhold til forurening eller kun moderat følsomme. De vanlige survannsindikatorer *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus* ble kun funnet i små mengder mens arter som indikerer en noe bedre vannkvalitet, f.eks. *D. galeata*, *D. longispina* og *Eucyclops macruroides*, er påvist i små eller moderate mengder i fem av innsjøene. *E. macruroides*, som ble funnet i to av innsjøene, er ikke tidligere registrert i Midt-Norge. Andel forureningsfølsomme arter var generelt høy og lå i snitt på 30 % for regionen. Lavest andel forureningsfølsomme arter ble funnet i ionesvake fjellsjøer. Innsjøene i region VIII er alle næringsfattige med lave kalsium-konsentrasjoner (0,3 - 1,1 mg Ca L⁻¹) og regionen er vurdert å være lite påvirket av sur nedbør.

Region VIII er samlet vurdert som ubetydelig til moderat forurenet (klasse 1-2) basert på krepsdyrfaunaen. Klassifisering av den enkelte innsjø varierer fra ubetydelig til sterkt forurenet. Det er sannsynlig at forureningssituasjonen i enkelte av lokalitetene er vurdert som mer alvorlig enn det som er realiteten (se over).

Årlige undersøkelser av høyfjellslokaliteten Svartdalsvatn (Tabell i Vedlegg F) viser kun mindre år til år variasjoner i krepsdyrfaunaen. Songsjøen har vært relativt grundig undersøkt i perioden 1991-97 og det er her funnet 22 arter i tillegg til de registreringene som ble gjort i 2001. I de fleste innsjøer vil mange arter opptre i svært lave tettheter. Noen arter blir dessuten kun registrert i enkelte år uten at de klarer å etablere en fast bestand i innsjøen. År til år variasjoner i artsantall og -sammensetning forventes videre å være større for en uforurenet referansesjø enn for en forurenet innsjø.

Fisk

Fiskebestander i region VIII ble sist undersøkt i 2001. Aurebestandene i alle de undersøkte innsjøene kan karakteriseres som noe under middels tette.

Ut fra fangstutbyttet (Lok. VIII-1) kan aurebestanden i Svartdalsvatn karakteriseres som noe under middels tett. Aldersfordelingen tyder imidlertid ikke på at det er rekrutteringssvikt i bestanden. Svartdalsvatn og Mjogsjøen er høyfjellssjøer, og de er ofte mer nærings- og ionefattige enn

lavereliggende lokaliteter. Videre kan rekrutteringen være utsatt for årlige svingninger pga ustabil vannføring i gytebekkene gjennom året. Dette kan være årsaken til lavere fangstutbytte og mer variabel rekruttering enn i lavereliggende og mer næringsrike innsjøer.

4.2.9. Region IX - Nord-Norge

Bunndyr

I region IX er Kapervatn undersøkt siden 1999. Prøvene fra 2002 inneholdt svært få organismer som kan brukes i tolkningen av forsuring. Det ble funnet ett individ som har en usikker status som moderat sensitiv. Lite nedbør og tørke kan ha ført til at prøvene ikke har blitt gode nok. Vi vil derfor ikke vurdere tilstanden i Kapervatn for 2002. Tidligere har innsjøen blitt vurdert som moderat/markert skadet i 2000, mens den i 2001 ble betegnet som lite eller ikke skadet. Observasjonene fra Kapervatn kan tyde på at innsamlingsstasjonene kan være influert av så store vannstandsendringer at det påvirker resultatet. Tre av de andre innsjøene i regionen er tidligere betegnet som lite skadet, mens en ble vurdert til moderat/markert skadet.

Krepsdyr

Region IX ble undersøkt i 1999 (SFT 2000). Totalt ble det registrert 35 arter av planktoniske og litorale krepsdyr i de seks innsjøene som ble undersøkt. Artsantallet for enkeltlokaliteter varierte mellom 11 og 20. De fleste av artene er indifferente i forhold til forsuring, men survannsindikatorene *A. curvirostris*, *A. rustica* og *D. nanus* ble registrert i flere av innsjøene. Også arter som indikerer en noe bedre vannkvalitet er påvist, som f.eks. *D. galeata*, *D. longispina* og *E. macrurus*. Regionen samlet viser relativt lite avvik fra forventet naturtilstand mht. andel forsuringfølsomme arter. Felles for lokalitetene med lavt artsantall er at disse var svært ionesvake med Ca-konsentrasjoner $<0,5 \text{ mg L}^{-1}$ og dessuten at de hadde en god aurebestand. Det er derfor sannsynlig at en artsfattig krepsdyrfauna dominert av forsuringstolerante arter skyldes lave Ca-konsentrasjoner i kombinasjon med høy predasjon, begge deler kan være en begrensende faktor for forekomsten til forsuringfølsomme arter som for eksempel daphnier.

Region IX er samlet vurdert som moderat forsuringsskadet (klasse 2) basert på krepsdyrfaunaen. Situasjonen i de undersøkte innsjøene varierte fra ubetydelig/moderat til sterkt forsuringsskadet. Det er sannsynlig at forsuringssituasjonen i enkelte av lokalitetene er vurdert som mer alvorlig enn det som er realiteten (se over).

En av innsjøene (Lok.IX-5 Kapervatn) er undersøkt årlig siden 1999 (Tabell i Vedlegg F). Kapervatn har en krepsdyrfauna som er typisk for markert til sterkt forsurrede innsjøer. Artsinventaret varierer lite mellom år men det er registrert relativt store variasjoner i dominansforhold.

Fisk

Fiskebestander i region IX ble siste gang undersøkt i 1999 da fire lokaliteter ble prøvofisket. Tre av disse lokalitetene hadde middels tette aurebestander, mens den fjerde hadde en middels stor røyebestand. Aldersfordelingen i disse fiskebestandene tyder ikke på særlige rekrutteringsproblemer, og de kan karakteriseres som ubetydelig forsuringsskadet. Vannkjemiske analyser viser at regionen har en lav forurensningsbelastning (SFT 2002).

4.2.10. Region X - Øst-Finnmark

Bunndyr

I region X ble Dalvatn undersøkt. Antall følsomme arter har vært lite endret gjennom de siste årene. I 2002 fikk lokaliteten en Indeks 2 verdi på > 1 , dvs. liten eller ingen skade. Denne situasjonen har vært mer eller mindre stabil de siste årene. De øvrige innsjøene i regionen er undersøkt tidligere og de fleste oppnådde da tilstandsklassen lite forsuringsskadet. En innsjø, Oksvatn, fikk imidlertid betegnelsen moderat skadet. Foreløpig har vi lite materiale fra Øst-Finnmark og vurderingen av tilstanden er derfor

beheftet med noe usikkerhet, men den forholdsvis stabile tilstanden i Dalvatn tilsier at tilstanden i regionen er lite forursuringsskadet.

Krepsdyr

Region X ble undersøkt i 2000 (SFT 2001). Det fins krepsdyrdata fra kun seks innsjøer og totalt ble det registrert 31 arter. Artsantallet varierte mellom 8 og 21 for enkeltlokaliteter. Survannsindikatorer som *A. rustica*, *A. vernalis* og *D. nanus* er funnet i de fleste innsjøene mens *A. curvirostris*, som ellers er vanlig i mange sure innsjøer, ikke er registrert i denne landsdelen. I to av innsjøene er det funnet både *D. longispina* og *D. galeata* mens *D. longiremis* er registrert i en lokalitet. Innsjøene viste lite til moderat avvik fra forventet naturtilstand mht. forsuringsfølsomme arter.

Samlet er region X vurdert som markert forsuret (klasse 3) basert på krepsdyrfaunaen. Innsjøene er klassifisert som moderat/markert til sterkt forsuret.

Kun Dalvatn (Lok.X-5) blir undersøkt årlig (Tabell i Vedlegg F). Fra denne lokaliteten fins det data fra de fleste år i perioden 1991-2002. I tillegg ble Store Skardvatn (Lok.X-3) undersøkt i perioden 1991-1996. Litorale krepsdyr i de to innsjøene ble imidlertid først inkludert fra 1995. Det er også gjennomført planktonundersøkelser i flere av de øvrige lokalitetene i perioden 1990-91. Totalt er det registrert et relativt stort antall arter i Dalvatn, men det er en betydelig variasjon i artsinventaret mellom år og det er registrert få forsuringsfølsomme arter. Dette skyldes delvis de naturgitte forholdene. Andelen av den forsuringsensitive *D. longiremis* i planktonet synes å øke. Krepsdyrfaunaen i Dalvatn indikerer likevel ustabile forhold med betydelig år til år variasjoner i vannkvaliteten. I Store Skardvatn er andelen av sensitive arter samt prosentvis forekomst av forsuringsensitive daphnier i planktonet noe redusert i 2000 sammenlignet med 1992-1996, men på tilsvarende nivå som i 1991 (SFT 2001). Basert på krepsdyrfaunaen alene er imidlertid datagrunnlaget for dårlig til å kunne si noe sikkert om utvikling i forsurings situasjonen.

Fisk

De fleste undersøkte lokaliteter i region X har forholdsvis tette bestander av røye, mens aurebestandene er relativt tynne. Ottervatn (Lok. X-2), der aure er eneste art, har hatt en positiv utvikling i perioden 1987-2000, med en økning i fangstutbyttet fra 5 til 10 individ per 100 m² garnareal. Forureningsbelastningen i dette området viser store årlige variasjoner. Dette sammen med at auren har dårlige gyteforhold i enkelte lokaliteter i form av manglende bekker, er sannsynlige årsaker til at denne arten har forholdsvis små bestander (SFT 2001).

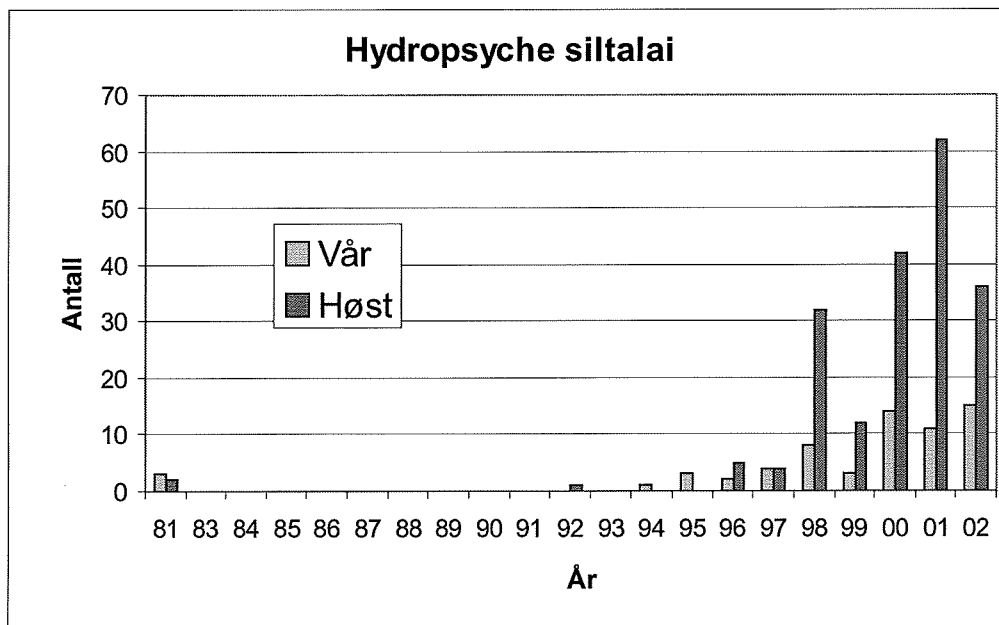
4.3. Utvikling i forsuringsstatus

Bunndyr

En del av innsjøene som inngår i innsjøovervåkingen, har vært undersøkt tidligere. I region IV ble Risvatn undersøkt under SNSF-prosjektet i perioden 1977 til 1980 og skulle da representere en lite forsuret lokalitet. Faunasammensetningen den gang ville trolig gitt tilstandsklassen moderat forsuret. I 1999 hadde innsjøen 5 følsomme taksa hvor døgnfluene indikerte liten forursuringsskade, en forbedring på en tilstandsklasse. I den samme regionen ligger Lille Hovvatn som har vært undersøkt over 12 år (referanse til det kalkede Store Hovvatn). Innsjøen var meget sterkt forsuret i perioden 1977 til 1980. I de siste årene har det vært sporadisk registrering av småmuslinger og døgnfluen *Siphonurus* sp. Sistnevnte taksa har blitt tallrik i S. Hovvatn etter kalking. At arten forsøker å etablere seg i L. Hovvatn tyder på en bedring gjennom de siste 20 årene, men situasjonen i år 2001 og 2002 indikerte en tilbakegang. Det er derfor ingen stabil bedring i lokaliteten.

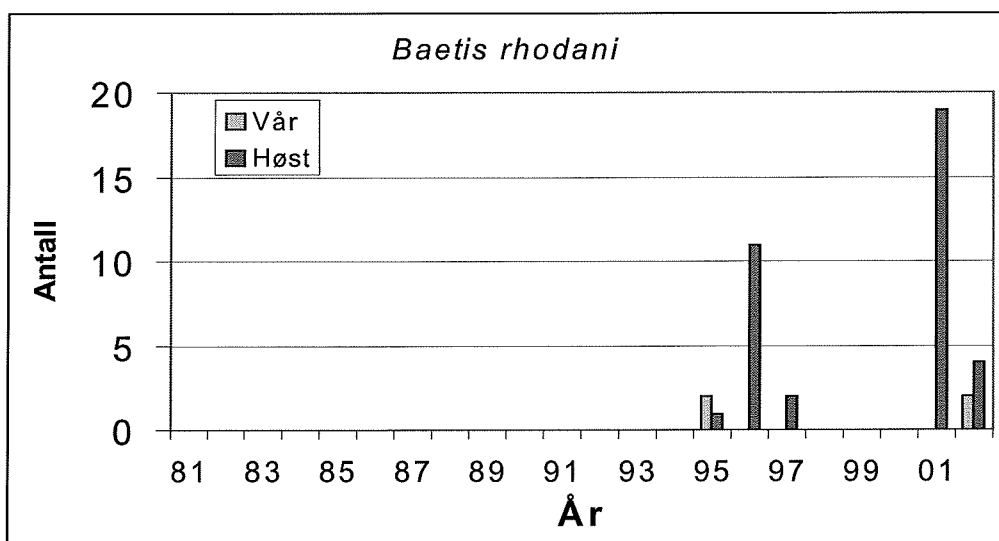
Saudlandsvatn, som ligger i region V, har vært overvåket siden 1981. Utviklingen av følsomme taksa for Saudlandsvatn og nærliggende området har økt fra lite følsomme småmuslinger (tidlig på åttitallet) til forekomst av flere moderat følsomme insekter på slutten av nittitallet og etter 2000. Nedenfor

gjengis utviklingen for noen sensitive taksa for området. Vårfluen *H. siltalai* ble registrert helt sporadisk ved starten av overvåkingen. Den ble deretter ikke registrert i området de neste ti årene (**Figur 68**). Antall individ var i perioden 1992-1997 lavt, men fra 1998 økte forekomsten markert. Dette viser at rekoloniseringen først kom skikkelig i gang på slutten av nittitallet.

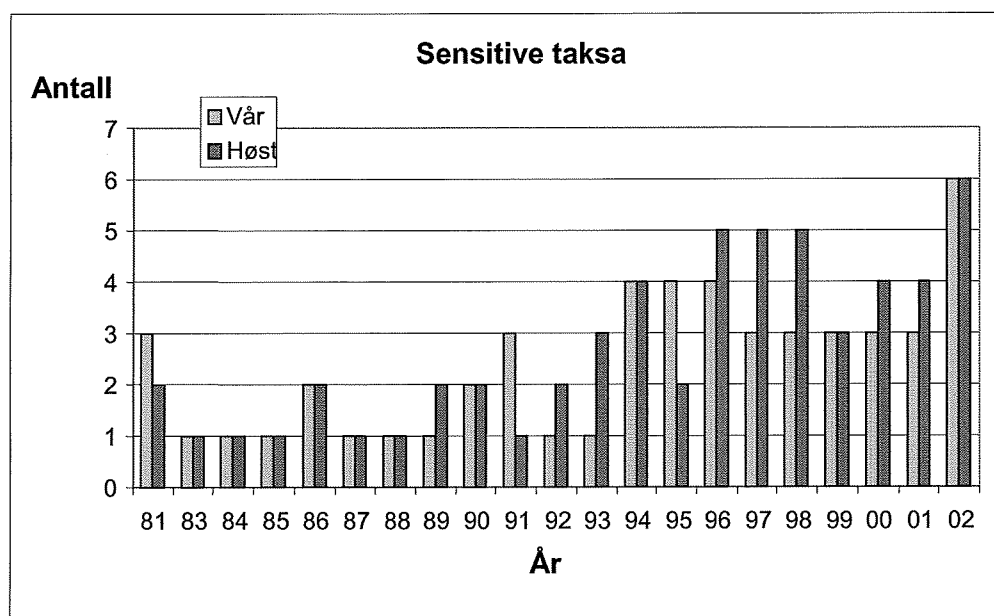


Figur 68. Forekomst av *H. siltalai* i Saudlandsvatn (Farsund) i perioden 1981-2002.

Den meget følsomme døgnfluen *B. rhodani* var borte fra området når overvåkingen startet. Arten ble imidlertid påvist for første gang i perioden 1995-1997 (**Figur 69**). Deretter forsvant *B. rhodani*, men rekoloniserte "Farsund" i 2001-2002. Det er forventet at meget følsomme arter i starten av rekoloniseringen vil ha en ustabil forekomst slik som vist i **Figur 69**.



Figur 69. Forekomst av *B. rhodani* i "Farsund" for perioden 1981 – 2002.



Figur 70. Forekomst av følsomme taksa i "Farsund" for perioden 1981 – 2002.

Forekomsten av antall sensitive taksa i "Farsund" er vist i **Figur 70**. Frem til nittitallet var antallet i hovedsak ett taksa, men unntaksvis ble det også registrert to eller tre. Midt på nittitallet økte antallet til mellom tre og fem for så å øke til seks i 2002. Dette er en klar forbedring over en tiårs periode og viser at sensitiv fauna kommer tilbake når vannkvaliteten forbedres grunnet redusert surt nedfall. Ved ytterligere forbedringer i vannkvaliteten forventer vi at mange flere følsomme arter skal komme tilbake til området. Foreløpig er det en begynnelse av igjenhenting av faunaen som er registrert.

I region VI har utløpselva fra Røyrvatn og Flotvatn inngått i overvåkingen siden 1982. Røyrvatn har indikert markert til sterk forsuring i mesteparten av perioden uten noen klar trend. Situasjonen i 2001 og 2002 indikerte en negativ tendens. De andre innsjøene i regionen indikerer derimot uendret eller en klar bedring av forholdene. Mest markert blant disse var Flotvatn som har hatt sporadisk forekomst av moderat følsomme taksa i starten på overvåkingen. Disse var helt borte fra lokaliteten i perioden 1989 til 1996. Deretter har de vært tilstede i alle år unntatt 1998. I 2001 ble også *B. rhodani* registrert for første gang i utløpselva noe som understreker bedringen.

I region VII har vi overvåket utløpselva fra Ø. Botnatjønn og Markusdalsvatn siden 1991 og innløp og utløpselv fra Nystølvatn siden 1984. De to førstnevnte lokalitetene har vært meget sterkt forsuringsskadet i mesteparten av perioden, men i 1999 ble det funnet moderat forsuringfølsomme taksa. Disse var imidlertid borte fra prøvene i 2000, men funnet på ny i 2001 og 2002. Dette indikerer ustabil vannkjemi, men at det er en positiv tendens i utviklingen. Nystølvatn som viste en negativ utvikling i 2000 og 2001 fikk en tydelig positiv endring i 2002. Alle observasjonene viser at i en begynnende rekolonisering er det stor ustabilitet enten rekoloniseringen starter i en sterkt forsuret eller en mindre forsuret lokalitet.

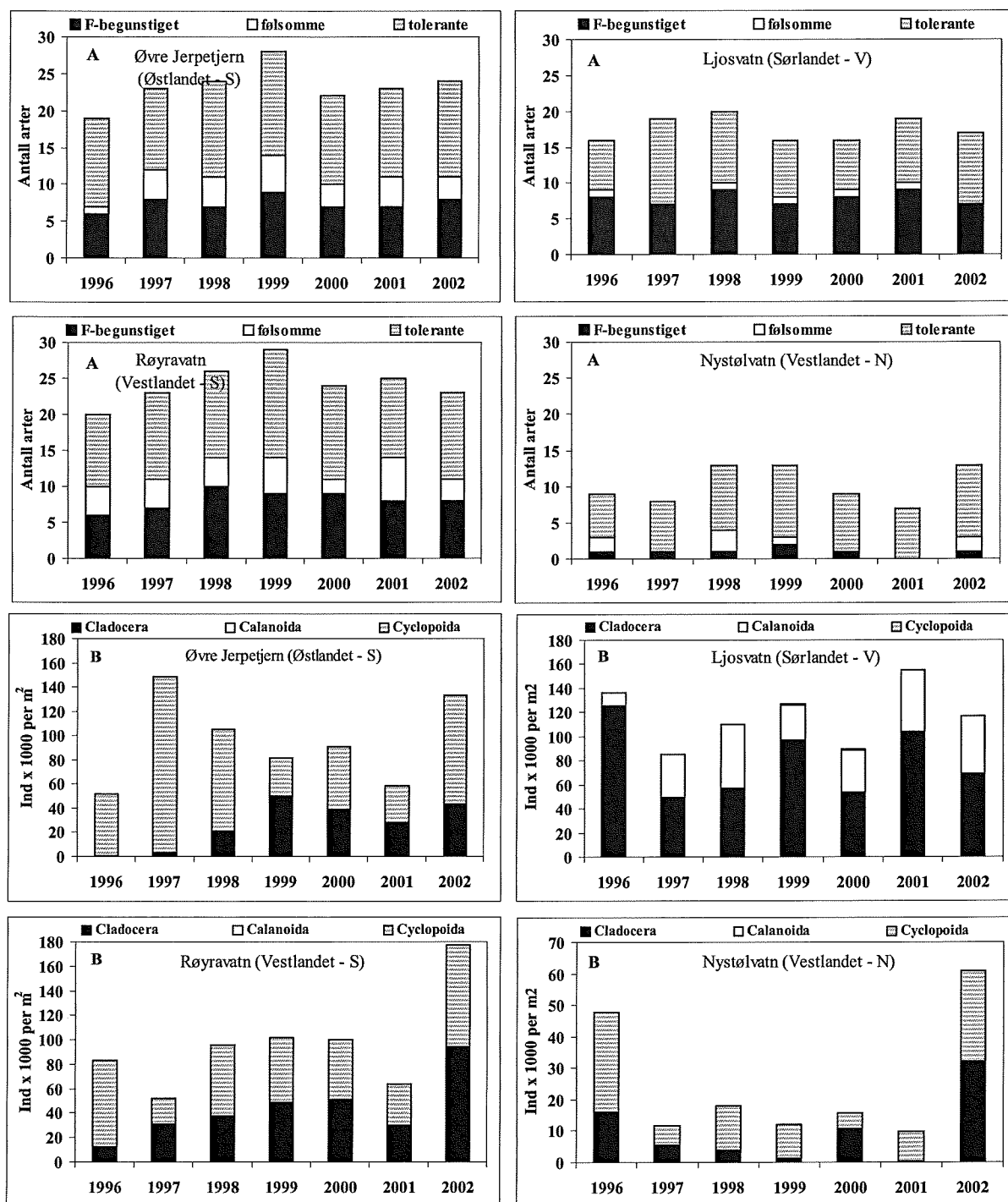
For de andre regionene er det bare Ø. Neådalsvatn i region VIII som har en lang prøveserie. Innsjøen ble undersøkt under SNSF-prosjektet hvor den representerte en uforsuret lokalitet med dårlig bufferkapasitet. Forekomstene av følsomme taksa har variert i mengde, men de har hele tiden gitt tilstandsklassen lite forsuret. Situasjonen i 2001 var imidlertid en av de beste som er registrert med hensyn på antall følsomme taksa. Innsjøen ble ikke undersøkt i 2002.

Krepsdyr

Totalt 20 av lokalitetene som ble undersøkt i 2002 var innsjøer som overvåkes årlig (Gruppe 1- og Gruppe 2-sjøer). For 12 av innsjøene fins det data fra seks år mens fire innsjøer er undersøkt alle år i perioden 1996-2002. For et flertall av innsjøene ble det registrert flest arter i 1999 (**Figur 71**). Det er imidlertid en relativt dårlig samvariasjon mellom artsantall og pH for de enkelte innsjøene.

Variasjoner i artsrikdom kan skyldes variasjoner i andre miljøforhold, for eksempel år til år variasjoner i klima. Lavest artsrikdom finnes imidlertid i sure lokaliteter, og spesielt da i lokaliteter med ugunstige klimatiske forhold (kort vekstsesong og lave sommertemperaturer) og hvor innholdet av TOC er lavt (SFT 2000). Slike innsjøer har vanligvis også lave tettheter av dyreplankton. Andelen forsuringfølsomme arter vil avta med avtagende kalsiumkonsentrasjon, og er også lav i ionsvake referanselokaliteter. I de mest forsuringsskadete lokalitetene er det få forsuringfølsomme arter og planktonet er dominert av calanoide hoppekreps og vannlopper framfor cyclopoide hoppekreps (**Figur 71**).

En total vurdering av krepsdyrsamfunnene, basert på artsinventar og mengdefordelinger (dominansforhold), tyder ikke på noen generell endring i forsuringssituasjonen i perioden 1996-2002. For enkeltlokaliteter i Sør-Norge er det imidlertid indikasjoner på endringer i positiv retning, men det finnes også lokaliteter som viser motsatt tendens.



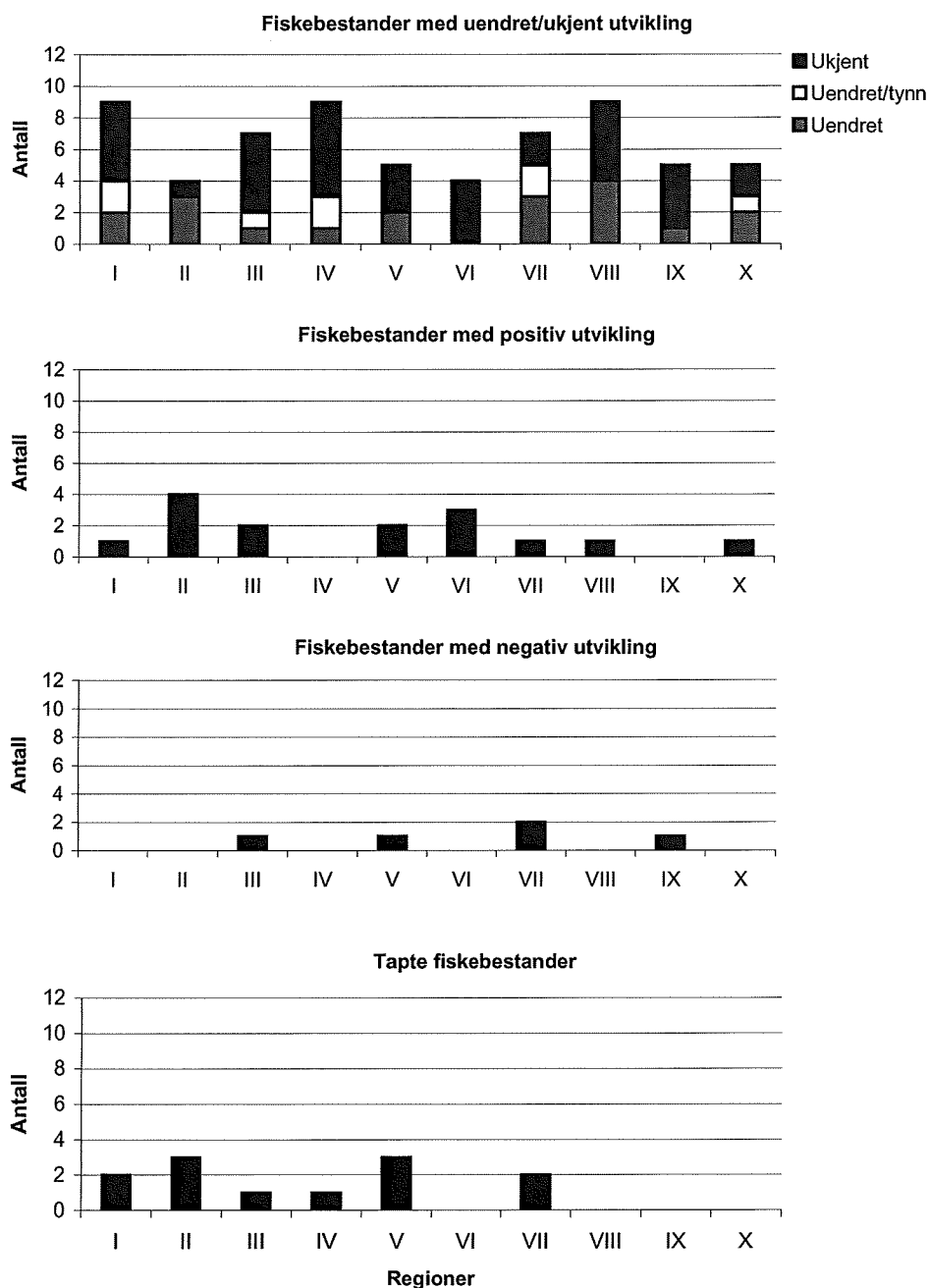
Figur 71. Gruppe 1-sjøer som er undersøkt mht. planktoniske og litorale krepsdyr i perioden 1996 - 2002.

A. Totalt artsantall fordelt på forsuringsbegunstigede (dobbeltså vanlig ved $pH < 5,0$ som ved $pH > 6,0$), forsuringsfølsomme (dobbeltså vanlig ved $pH > 6,0$ som ved $pH < 5,0$) og tolerante (indifferente) arter.

B. Gjennomsnittlig tetthet av planktoniske krepsdyr fordelt på de tre hovedgruppene av krepsdyr: vannlopper (Cladocera), calanoide hoppekreps (Calanoida) og cyclopoide hoppekreps (Cyclopoida). Tetthetsdataene er basert på to-tre årlige prøvetakinger.

Fisk

Undersøkelsene av fisk i innsjøer viser en positiv utvikling i flere regioner, men i enkelte av lokalitetene på Sør- og Vestlandet har bestandene hatt en negativ utvikling (**Figur 72**). I tillegg er det en del tapte fiskebestander i de utvalgte lokalitetene i disse landsdelene. Forsuringssituasjonen er derfor fortsatt alvorlig i de mest utsatte områdene. I Midt-Norge og nordover i landet er situasjonen stort sett uendret, eller det har vært en økning i fisketettheten i enkelte lokaliteter. Den positive utviklingen i tettheten av aureunger i gytebekker i Vikedal i Rogaland fortsetter, mens det ikke har vært slike endringer i Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane.



Figur 72. Antall fiskebestander med uendret, positiv eller negativ utvikling samt tapte bestander i ulike regioner. Kategorien "ukjent" er lokaliteter som ikke er prøvefisket eller som bare har vært undersøkt én gang.

Av de undersøkte fiskebestandene i region I er to tapte, mens fire har uendret status (**Figur 72**). To av lokalitetene som ikke har hatt noen endring i bestandstettheten av fisk, har tynne bestander av aure og røye. Bare én av de undersøkte innsjøene i regionen har hatt en positiv bestandsutvikling.

Totalt sett har det vært en positiv utvikling i fiskebestandene i region II (**Figur 72**). Det har vært en positiv utvikling i fire av de lokalitetene som har vært undersøkt mer enn én gang, én er uendret, mens tre bestander er tapt. Undersøkelsene tyder på at abbor har hatt en positiv utvikling, mens det motsatte er tilfelle for aure og røye. Årsaken til det lave fangstutbyttet av disse to artene i to av de undersøkte lokalitetene kan skyldes konkurranse fra tette abborbestander. En kan heller ikke se bort fra at vannkvaliteten fremdeles er marginal.

I region III har det vært en positiv utvikling i to av de undersøkte fiskebestandene, mens én bestand har hatt en negativ utvikling og én bestand er tapt (**Figur 72**). Alle de undersøkte innsjøene i denne regionen, samt noen av lokalitetene i region VIII, ligger over 1000 m o.h. og de fleste har forholdsvis tynne eller middels tette bestander av aure og/eller røye. Forurensningsbelastningen i disse to regionene er forholdsvis lav. ANC vil sannsynligvis likevel aldri bli særlig høy i disse høytliggende områdene pga. et lavt innhold av basekationer (SFT 2002). Bestandstettheten hos fisk forventes derfor ikke å være spesielt høy i våre høyfjellsregioner, og en kan heller ikke forvente noen stor økning i fangstutbyttet sammenlignet med lavereliggende innsjøer.

Fiskebestander i de fleste lokalitetene i region IV er foreløpig bare undersøkt én gang, og bestandsutviklingen kan derfor ikke vurderes. Antall uendrede og tapte bestander i denne regionen var henholdsvis tre og én. Av bestandene som er karakterisert som uendret, vurderes to som å ha tynne bestander av aure og abbor, mens én lokalitet har en svært tett abborbestand (**Figur 72**).

Fiskebestandene i region V viser ingen entydig utvikling. Av bestander som har vært undersøkt mer enn én gang, var to uendret eller har hatt en positiv utvikling, én bestand har hatt en negativ utvikling, mens tre bestander er tapt. Av undersøkte fiskebestander med en positiv utvikling i fangstutbyttet, karakteriseres én aurebestand som fortsatt forholdsvis tynn (CPUE = 6), mens én bestand har gått fra middels tett (CPUE = 14) til forholdsvis tett (CPUE = 31).

Aurebestandene i region VI er det området i Sør-Norge som har hatt størst positiv utvikling på slutten av 1990-tallet. Dette kan sees i sammenheng med at vannkvaliteten i regionen har bedret seg kraftig (SFT 2002). Enkelte lokaliteter har imidlertid fortsatt en marginal vannkvalitet, med lave pH-verdier og lavt innhold av kalsium. Det kan derfor forventes bestandssvingninger hos auren i disse lokalitetene.

Nærmere halvparten av fiskebestandene som har vært undersøkt mer enn én gang i region VII har uendret status (**Figur 72**). To av fiskebestandene er tapte, mens to andre har hatt en klar negativ utvikling. Av de med uendret status karakteriseres to av aurebestandene som tynne (Lok. VII-1 og VII-8), mens én vurderes som under middels tett (Lok. VII-10) (**Figur 72**).

De fleste fiskebestandene i region VIII som har vært undersøkt mer enn én gang, har uendret status, mens én har hatt en positiv utvikling (**Figur 72**). De fleste aurebestandene med uendret status er noe under middels tette, med et fangstutbytte på 10-14 individ per 100 m² garnareal (CPUE). To av disse lokalitetene ligger imidlertid over 1000 m o.h., og forventet fangstutbytte i slike høyfjellssjøer er trolig ikke særlig større enn det som hittil er registrert.

I region IX er fire lokaliteter hittil vært prøvofisket, og kun to av dem har vært undersøkt mer enn én gang. Aure finnes i tre av disse lokalitetene, mens den fjerde har en middels tett røyebestand og tynne bestander av ørekyte og lake. I de to innsjøene med data fra mer enn ett tidspunkt, har det vært en nedgang i fangstutbyttet av aure i den ene. I den andre lokaliteten har det imidlertid ikke vært større bestandsendringer (**Figur 72**).

De fleste lokalitetene i region X har forholdsvis tette bestander av røye, mens aurebestandene er relativt tynne (**Figur 72**). Otervatn (Lok. X-2), med aure som eneste fiskeart, har hatt en positiv utvikling i perioden 1987-2000. Forurensningsbelastningen i dette området har avtatt betydelig i de siste åra, men viser fortsatt store årlige variasjoner (SFT 2002). Videre har flere innsjøer små bekkearealer, og derfor kan aurebestandene i disse lokalitetene være rekrutteringsbegrenset pga av de fysiske forholdene.

4.4. Paleolimnologiske studier

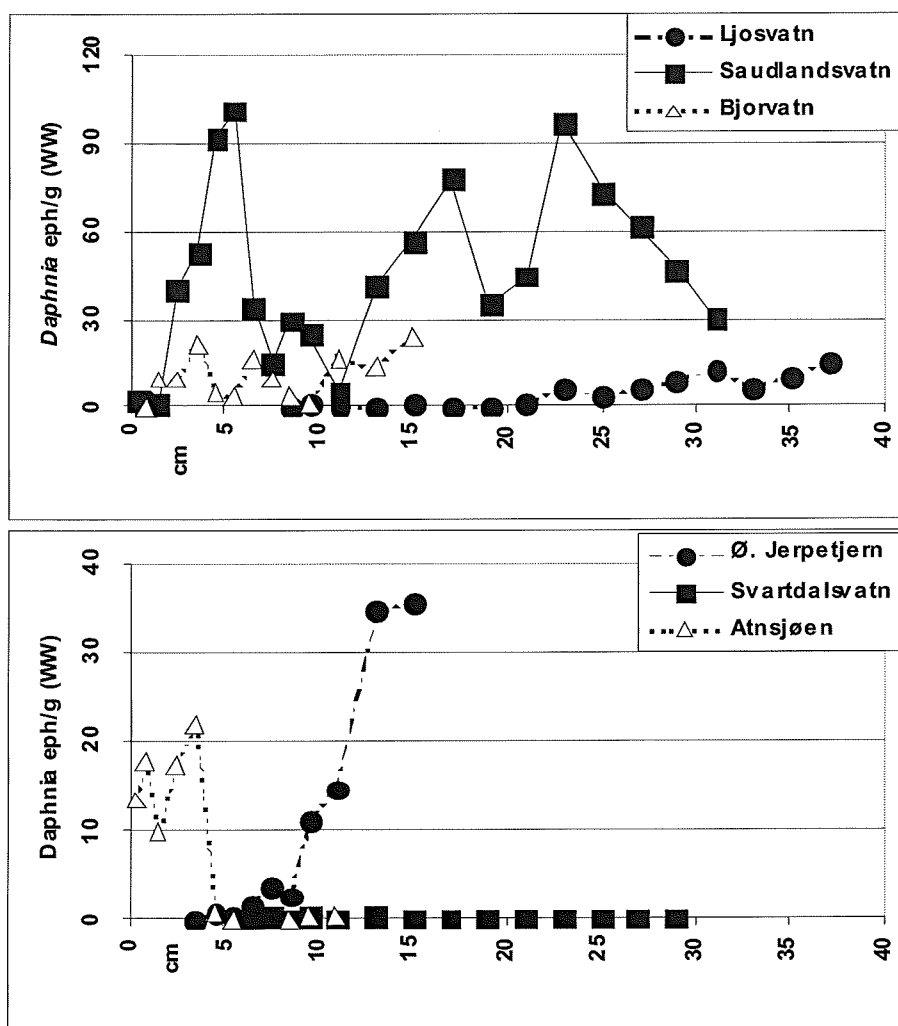
Krepsdyr

For samtlige Gruppe 1-sjøer (Atnsjøen, Øvre Jerpetjern, Bjorvatn, Lille Hovvatn, Saudlandsvatn, Ljosvatn, Røyrvatn, Markusdalsvatn, Nystølvatn og Svartdalsvatn) foreligger det sedimentprøver for å kunne rekonstruere krepsdyrfaunaen for perioden fra før forsuringen startet (før 1900) og fram til i dag. Forekomsten av skallrester og ephippier (hvileegg) av vannlopper er analysert fra ulike sjikt nedover i sedimentet. Alle sedimentsjikt er undersøkt med hensyn til forekomst av ephippier av *Daphnia*-arter mens totalfaunaen av vannlopper er foreløpig kun undersøkt i topp- (0,5-1 cm) og bunnsjiktet for fire av innsjøene.

I de sterkt forsuringsskadede innsjøene er andelen forsuringfølsomme arter alltid større i de dypeste sjiktene, det vil si før forsuringen startet (SFT 2002). Forholdet er omvendt i Atnsjøen, som ikke er forsuringsskadet, noe som skyldes at muligheten for å fange opp alle de tilstedeværende artene i sedimentprøvene avtar med sedimentenes alder. Øvre Jerpetjern og Lille Hovvatn, som er sterkest forsuringsskadet, mangler flest forsuringfølsomme arter i dagens krepsdyrfauna sammenlignet med faunaen før 1900.

Daphnia-ephippier ble funnet i sedimentet i seks av Gruppe 1-sjøene (**Figur 73**). De eneste av lokalitetene som i dag har en bestand av *Daphnia longispina* er Atnsjøen og Svartdalsvatn, som begge anses som lite forsuringsskadede. I Atnsjøen er tettheten av ephippier stor i de øverste 5 cm av sedimentet mens forekomsten i de dypere sedimentlag er sparsom. I Svartdalsvatn forekommer ephippiene svært fåtallig og tettheten av daphnier er også svært lav i planktonet, noe som er vanlig for mange næringsfattige fjellvann. I Saudlandsvatn har *D. longispina* manglet de siste årene, men i 2002 ble det igjen funnet noen få individer av arten i planktonprøvene. Tilsvarende ble det funnet et fåtall ephippier i overflatelaget i sedimentet. Allerede i sjiktet 2-3 cm i sedimentet forekommer det et stort antall ephippier; noe som viser at arten var vanlig helt fram til omkring 1980-1990. Forekomsten har variert sterkt bakover i tid uten at vi kjenner årsaken til dette. Tilsvarende forhold finner vi også i Bjorvatn hvor *D. longispina* forsvant på omtrent samme tid. I Øvre Jerpetjern, som synes å være sterkere forsuringsskadet, forsvant *Daphnia*-bestanden allerede omkring 1950-tallet. I Ljosvatn finner vi de første ephippiene av *Daphnia* først omkring 10 cm ned i sedimentet, og tettheten er generelt svært lav i alle sedimentsjikt. Daphniene forsvant antagelig fra Ljosvatn allerede tidlig i forsuringfasen (begynnelsen av 1900-tallet), og forholdene har trolig alltid vært så ugunstige (naturlig surt vann med svært lavt kalsiuminnhold) at denne forsuringfølsomme arten aldri har hatt en tett bestand i innsjøen.

I Lille Hovvatn, Røyrvatn, Markusdalsvatn og Nystølvatn er det ikke registrert ephippier av daphnier i noen av sedimentsjiktene, heller ikke i lag som representerer tiden før innsjøene ble forsuret. Innsjøene er svært ionsvake med kalsium-verdier på ca 0,25 mg L⁻¹ og har således aldri hatt forekomster av de mest forsuringfølsomme artene. Dyregeografiske forhold spiller antagelig også en rolle når det gjelder vannene på Vestlandet hvor arten er mer spredt forekommende. I Røyrvatn er imidlertid *D. longispina* nylig påvist i utløpet av vannet i forbindelse med bunndyrundersøkelsene (G. Raddum pers. medd.).



Figur 73. Antall *Daphnia*-ephipprier (hvileegg) per gram våtvekt (ww) i ulike sjikt av sedimentet fra Bjorvatn, Ljosvatn og Saudlandsvatn (Sørlandet – Sørvestlandet) og fra Øvre Jerpetjern, Svartdalsvatn og Atnsjøen (Østlandet).

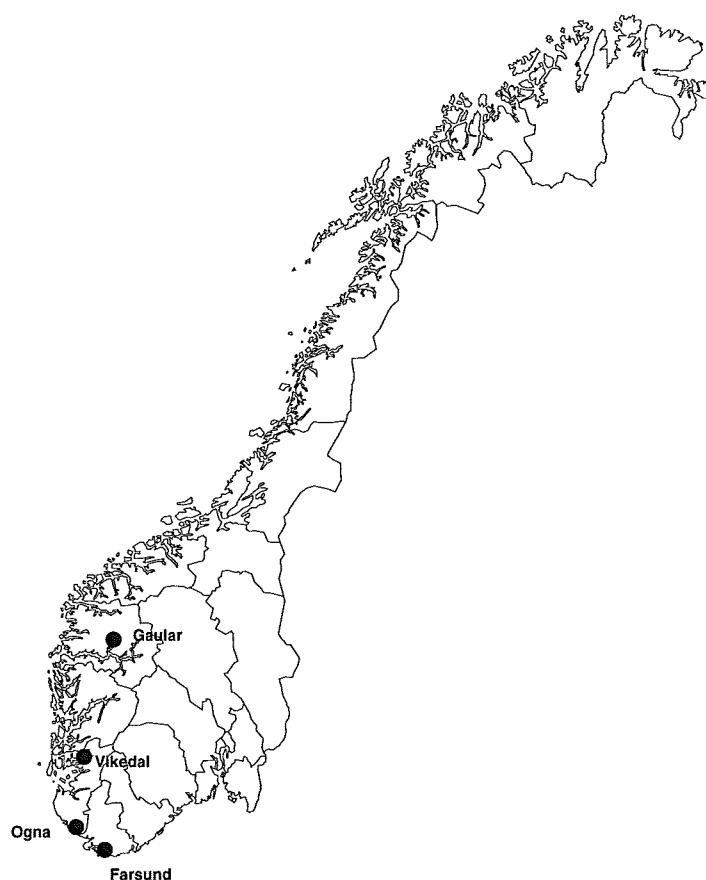
4.5. Biologi i rennede vann

4.5.1. Bunndyr

De regionale bunndyrundersøkelsene ble i 2002 utført i fire vassdrag. Resultatene befester inntrykket av at forsuringssituasjonen bedres, men fremdeles viser mange lokaliteter tegn på stor skade, spesielt om våren. I det sørligste vassdraget, ved Farsund, har mangfoldet av forsuringssensitive bunndyrarter økt. Området, som tidligere var sterkt forsuret, kan i dag karakteriseres markert forsuringsskadd. I Oгна ble det registrert en uforandret situasjon. I Vikedalsvassdraget har trenden de siste årene har vært positiv, og sensitive bunndyr er nå i ferd med å kolonisere lokaliteter som tidligere ble karakterisert sterkt forsuringsskadd. Dette vassdraget er fremdeles ustabil, og våren 2002 viste forsuringssindeksen sterk skade. I Gaularvassdraget var situasjonen uforandret sammenlignet med foregående år. De største forsuringsskadene i Gaular ble registrert i Eldalen.

Overvåkingen av bunndyrfaunaen i elver fortsatte i 2002 med prøvetaking av Saudlandsvatn og Gjørvollstadvatn i Farsund, Oгна, Vikedalselva og Gaularvassdraget (**Figur 74**). Ved undersøkelsene ble det tatt prøver fra et fast stasjonsnett i vassdragene. Bunndyrmaterialet er samlet inn vår og høst ved bruk av "kick method" (Frost et al. 1971). Ved kartleggingen av forsuringssituasjonen ble det benyttet samme system som i de foregående årsrapporter. Systemet er utarbeidet på basis av forsuringstoleranse hos de ulike bunndyrgrupper- og arter (Fjellheim and Raddum 1990 og Lien et al. 1991). Metoden går, forenklet, ut på ved hjelp av bunndyrfaunaen å karakterisere vassdraget i forsuringssammenheng. Det brukes en skala fra 0 (sterkt forsuringsskadd) til 1 (lite påvirket). For detaljert beskrivelse henvises til **Tabell 12**, Raddum and Fjellheim 1985), Raddum et al. 1988), Fjellheim and Raddum 1990) og Raddum 1999).

Forsuringssituasjonen i de enkelte lokaliteter er vist på kart som gjennomsnitt av de to undersøkelsestidspunkt. Variasjonen i forsuringssindeks over tid er vist grafisk.

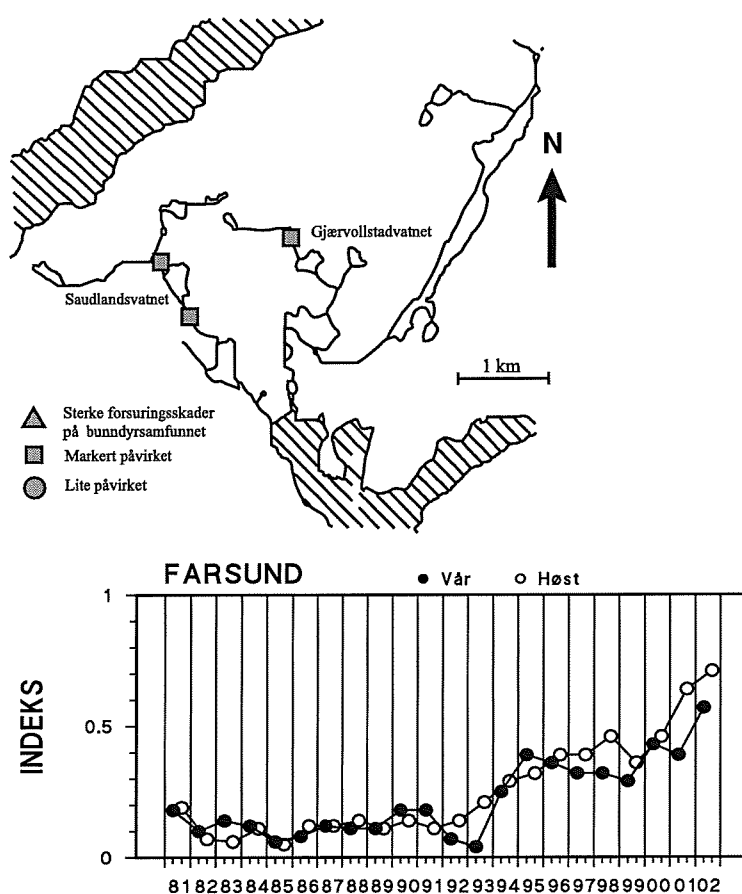


Figur 74. Lokalisering av overvåkingsstasjonene for invertebratundersøkelser i vassdrag.

Region V - Sørlandet-Vest
Farsund i Vest-Agder

Farsundområdet har vist en positiv trend med hensyn til mangfold av forsuringssensitive bunndyr i de senere år. I 2002 ble det registrert fem ulike arter forsuringssensitive bunndyr. Forsuringsindeksen viser en betydelig bedring i løpet av 1990-årene, og situasjonen om høsten var den beste som er registrert i vassdraget etter at overvåkingen startet i 1981. Lokalitetene i Farsund karakteriseres markert forsuret.

Lokalitetene ved Saudlandsvatnet og Gjørsvollstadvatnet (**Figur 75**) hadde en bunndyrfauna som hovedsakelig var sammensatt av forsuringstolerante arter. Forekomsten av sensitive bunndyr har vist en stigende tendens gjennom de siste ti år. I 2002 ble det registrert 6 ulike forsuringssensitive arter/grupper, mot 5 i 2001. Den sterkt sensitive døgnfluen *Baetis rhodani* ble registrert i innløpet til Gjørsvollstadvatnet både vår og høst.



Figur 75. Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Farsundområdet i 2002. Figuren viser også gjennomsnittlige forsuringsverdier vår (V) og høst (H) i perioden 1981-2002.

I 1981, da undersøkelsene i Farsundområdet startet, ble det registrert noen få arter av forsuringsemfintlige bunndyr. Blant disse var det et eksemplar av *Baetis rhodani*. I løpet av det påfølgende år forsvant de fleste sensitive artene og frem til 1990 var småmuslinger (*Pisidium* spp.) de eneste bunndyrene i lokalitetene som hadde forsuringsindeks høyere enn 0. Faunasammensetningen tydet på en pH i underkant av 5,0.

I de senere årene er det jevnlig registrert flere moderat sensitive insektarter (**Tabell 12**) i de to lokalitetene, blant annet steinfluen *Isoperla grammatica* og vårfluen *Hydropsyche siltalai* (SFT 1994). I 2002 ble det funnet ytterligere to sensitive vårfluearter (*Wormaldia sp.* og *Oecetis testacea*). Forsuringsindeksen var 0,57 og 0,71 henholdsvis vår og høst (**Figur 75**). Dette er de beste verdiene som er målt etter at overvåkingen startet i 1981. Korrelasjonsanalyser viser at forsuringsindeksen om høsten har økt signifikant etter 1989 (Raddum et al. 2001).

Ognavassdraget i Rogaland

Undersøkelsene i 2002 viste at forsuringstilstanden i Ognavassdraget er i ferd med å stabilisere seg. Vårsituasjonen var den beste som er målt i vassdraget. Ognavassdraget er svært heterogent med hensyn til forsuringsskade, og vassdraget inneholder både felter med stabilt god vannkvalitet og sure lokaliteter.

I Ognavassdraget ble det opprettet et nytt stasjonsnett for overvåking i 1991, da deler av det opprinnelige stasjonsnettet ble kalket. Undersøkelsene i 2002 viste at forsuringstilstanden har stabilisert seg på et betydelig bedre nivå enn tidlig på 1990-tallet. Både vår og høst ble det registrert en gjennomsnittlig forsuringssensitiv indeks på 0,75. Vårsituasjonen er den beste som er registrert etter at overvåkingen av Ognavassdraget startet i 1983. Av **Figur 76** fremgår det at vassdraget er svært heterogent med hensyn til forsuring. Gåslandselva og de nedre deler av Helgøssvassdraget har en stabil og god vannkvalitet. De nordvestlige, ukalkede delene av nedslagsfeltet har i de årene overvåkingen har pågått vært svært sure og i den ukalkede delen har det til og med 1995 bare vært registrert forsuringstolerante bunndyrarter. Disse lokalitetene viser svake tegn til forbedringer i de senere år ved registrering av et sparsomt antall moderat sensitive arter.

I de senere år har de nedre, kalkede deler av hovedelva hatt en god vannkvalitet, og det er her funnet flere forsuringssensitive arter (**Tabell 12**), blant annet døgnfluene *Baetis rhodani*, *Caenis horaria* og *Caenis luctuosa*, vårfluene *Itytrichia lamellaris*, *Lepidostoma hirtum* og *Hydropsyche spp.*, steinfluen *Isoperla sp.* og snegleartene *Lymnaea peregra*, *Gyraulus acronicus* og *Acroloxus lacustris*. Stasjonene i denne delen av elva inngår nå i et overvåkingsprogram innen det Norske kalkingsprosjektet (Fjellheim & Raddum 1993a, 2003).

Region VI - Vestlandet-Sør Vikedalsvassdraget i Rogaland

Undersøkelsene av Vikedalselva i 2002 viste at skadene på faunaen i den ukalkede delen er avtakende. Det ble registrert forsuringssensitive bunndyr i lokaliteter som tidligere har vært karakterisert som kronisk sure. Forsuringssensitiv indeks viser en sterk positiv trend etter 1991. Dette er et tegn på at vassdraget er i bedring, men den ukalkede delen av vassdraget karakteriseres fremdeles markert forsuringsskadet.

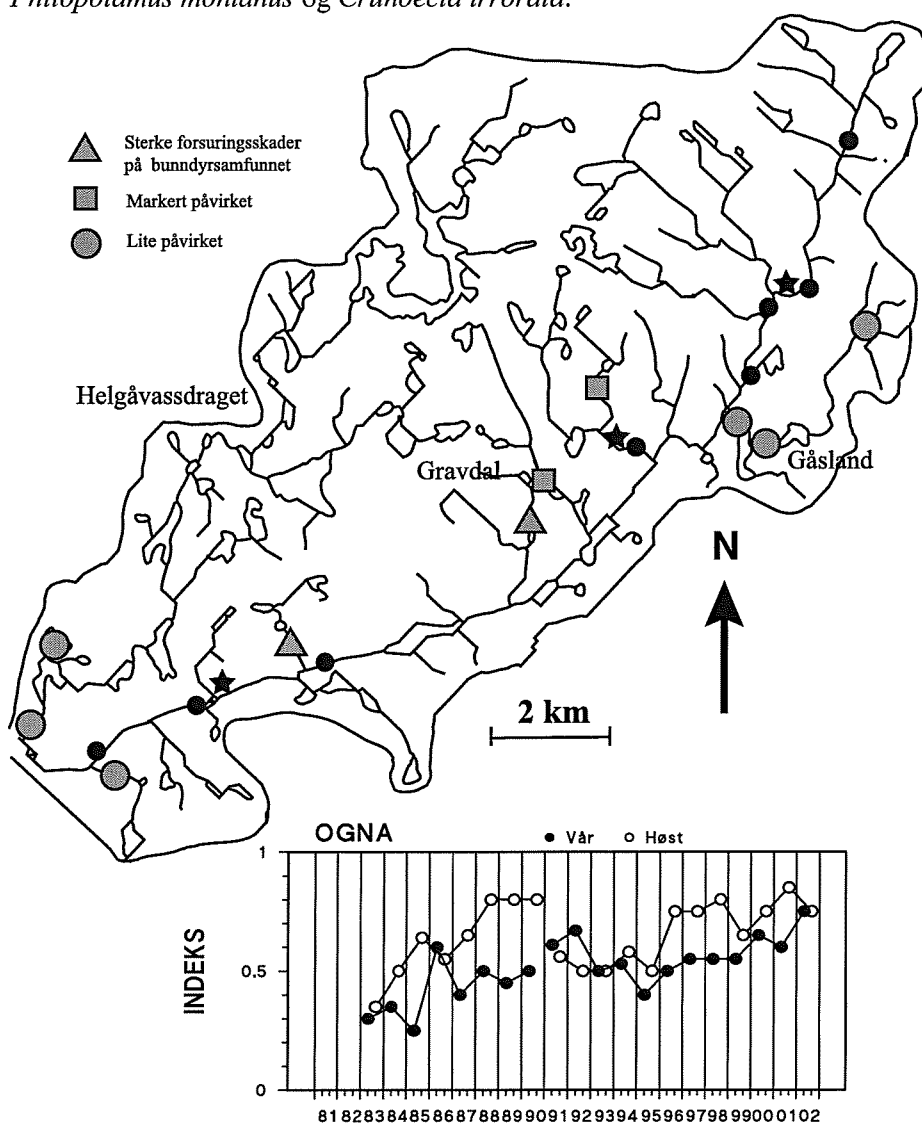
Prøvetakingen i Vikedalselva i 2002 (**Figur 77**) gav forsuringssensitive indekser på 0,46 og 0,83 henholdsvis vår og høst. Høstverdien er de høyeste som er registrert i vassdraget. En lav vårverdi viser at det fremdeles forekommer sure episoder i vassdraget.

Fra tidligere vet vi at faunaen i dette vassdraget har en god evne til å reetablere seg etter forsuringsskader. Tilstedeværelse av refuger med god vannkvalitet hele året er en viktig årsak til dette (Fjellheim & Raddum 1993b). I tillegg kalkes nå den nedre delen av elva, med en økt artsdiversitet som resultat (Fjellheim & Raddum 1995, 1999). Forsuringssensitive arter som døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluen *Diura nanseni* og vårfluene *Apatania sp.*, *Hydropsyche spp.* og *Lepidostoma*

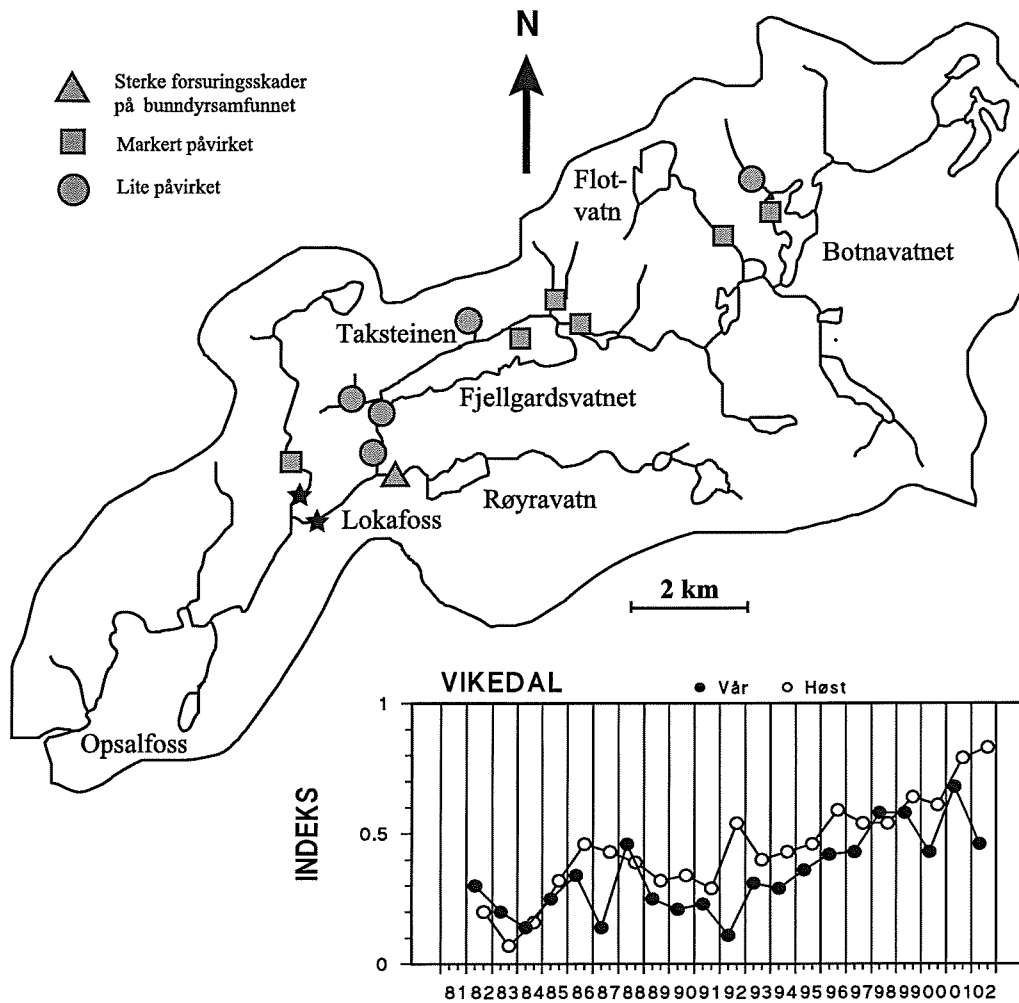
hirtum er blitt vanlige i den kalkede delen av vassdraget (Fjellheim & Raddum 1995). De samme artene finnes sporadisk i hovedelva mellom kalkdosereren og Fjellgardsvatnet.

Resultatene fra 2002 viser at forsuringssensitive bunndyrarter har begynt å kolonisere lokaliteter som tidligere var karakterisert kronisk sure. Eksempler er elva fra Flotvatnet (Figur 77), med registrering av steinfluen *Diura nanseni* og utløpselva fra Røyrvatnet med funn av vårfluene *Lepidostoma hirtum* og *Hydropsyche siltalai*. Deler av nedslagsfeltet kan fortsatt karakteriseres kronisk forsuret (Figur 77). Andre lokaliteter er ustabile, og viser sesongmessige variasjoner som oftest følger det samme mønster: stor forsuringsskade om våren og mindre skade om høsten. Fra og med 1992 viser vassdraget en positiv trend med hensyn til forsuringsskade (Fjellheim & Raddum 2001).

Baetis rhodani finnes i mer eller mindre stabile populasjoner på isolerte steder i den ukalkede delen av vassdraget. Taksteinbekken (Figur 77) er den eneste lokaliteten der den er funnet til alle innsamlingstidspunkt. Dette er en grunnvannsbekk som rommer en særegen fauna, bl. a. vårfluene *Philopotamus montanus* og *Crunoecia irrorata*.



Figur 76. Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Ognavassdraget i 2002. De stasjoner som faller bort grunnet kalkingen, er merket ●. Figuren viser også gjennomsnittlige forsuringsskadeindekser vår (V) og høst (H) i perioden 1983-2002. Kalkdoserere er merket ★.



Figur 77. Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Vikedalsvassdraget i 2002. Figuren viser også gjennomsnittlige forsuringssverdiar vår (V) og høst (H) i perioden 1982-2002. Kalkdoserere er merket ★.

Region VII - Vestlandet-Nord Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane

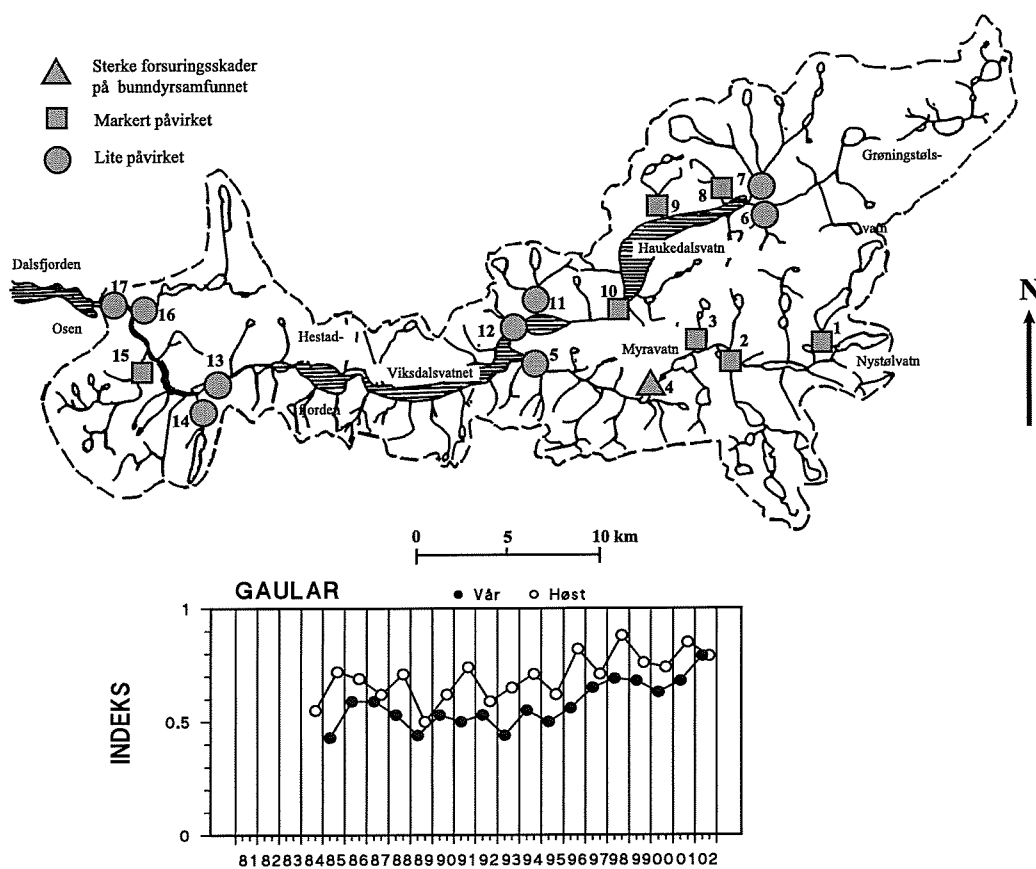
Forsuringsskadene på bunndyrsamfunnene i Gaularvassdraget har bedret seg betydelig i løpet av de seneste år. I 2002 var situasjonen om lag som året før. Delfeltet i Eldalen var markert skadet, men også noen sideelver i Haukedalen og i vassdragets nedre deler viste tegn til skader. Hovedelva nedstrøms Viksdalsvatnet hadde et rikt bunndyrsamfunn, med gode innslag av forsuringssensitive arter.

De regionale bunndyrundersøkelsene i Gaularvassdraget ble innledet høsten 1984 med en intensivundersøkelse (Raddum & Fjellheim 1986). Denne undersøkelsen viste at store deler av Eldalen (**Figur 78**) var sterkt forsuringsskadet. De nederste delene av vassdraget og den andre hovedgreina mot Haukedalen var mindre skadet. I de senere år har moderat forsuringssensitive bunndyrarter, som døgnfluen *Ameletus inopinatus*, steinfluene *Diura nanseni* og *Capnia sp.* og vårfluer av slekten *Apatania* (**Tabell 12**), kolonisert lokalitetene i Eldalen, og dette feltet kan i dag karakteriseres markert skadet. Hovedelva fra Haukedalen hadde akseptabel vannkvalitet, men faunaen i en del mindre tilløp i

dette vassdragsavsnittet var periodevis forursingskadet. I gjennomsnitt var vassdragets forursingsindeks 0,79 både vår og høst.

Nedstrøms Viksdalsvatnet finner vi en stabil og svært frodig fauna. Her er det registrert mange viktige indikatororganismer (**Tabell 12**). Blant disse kan nevnes sneglen *Lymnaea peregra*, vårfluen *Glossosoma intermedia*, steinfluer av slektene *Isoperla* og *Diura* og flere arter døgnfluer: *Baetis rhodani*, *B. niger*, *Ameletus inopinatus*, *Ephemerella aurivilli* og *Heptagenia sulphurea*. Karakteristisk er også de store mengdene filtrerende dyr, spesielt vårfluer av slekten *Hydropsyche*. Dette er et resultat av buffervirkning og næringsproduksjon i de store sjøene lenger oppe i vassdraget.

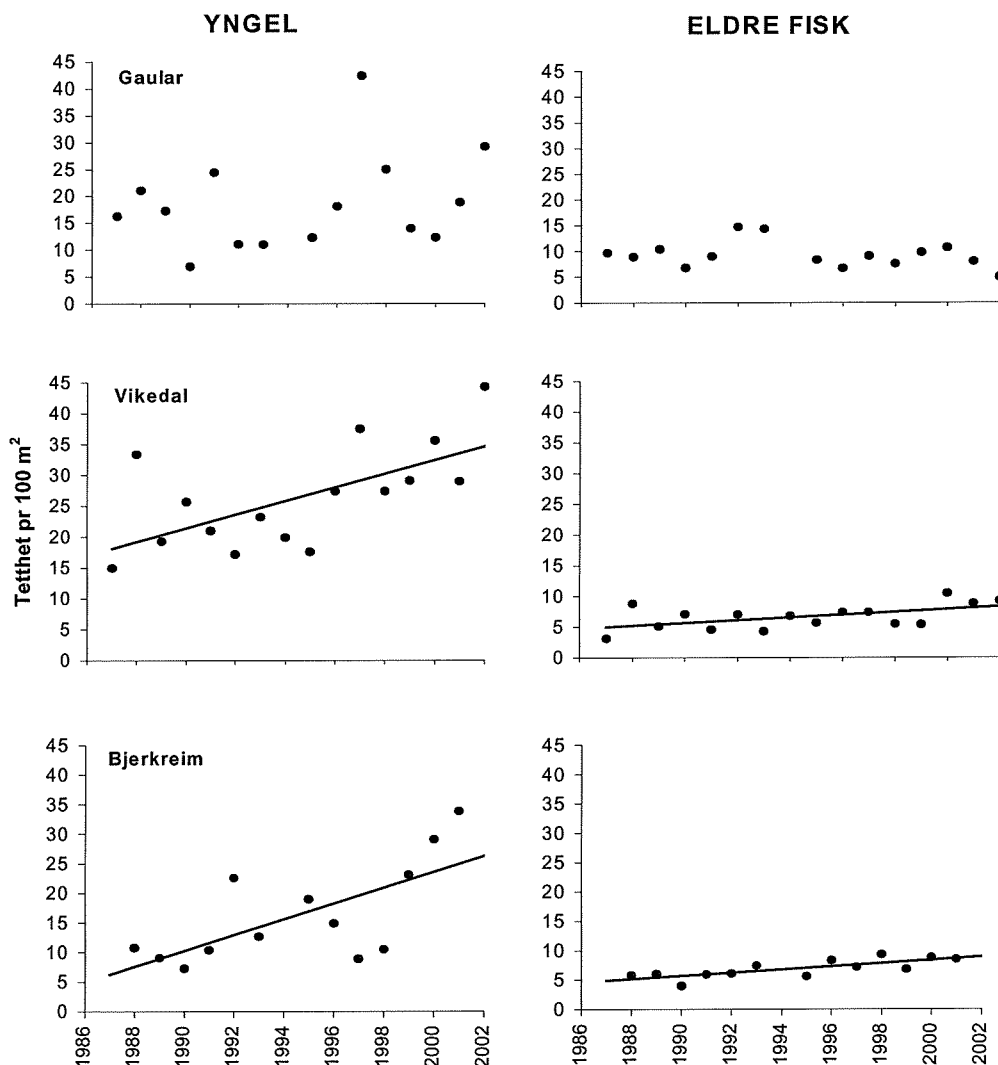
Det er registrert skade i noen mindre tilløp fra sørvest (**Figur 78**), men disse bekkene er for små til å påvirke vannkvaliteten i hovedelva.



Figur 78. Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Gaularvassdraget i 2002. Figuren viser også gjennomsnittlige forursingsverdier vår (V) og høst (H) i perioden 1984-2002.

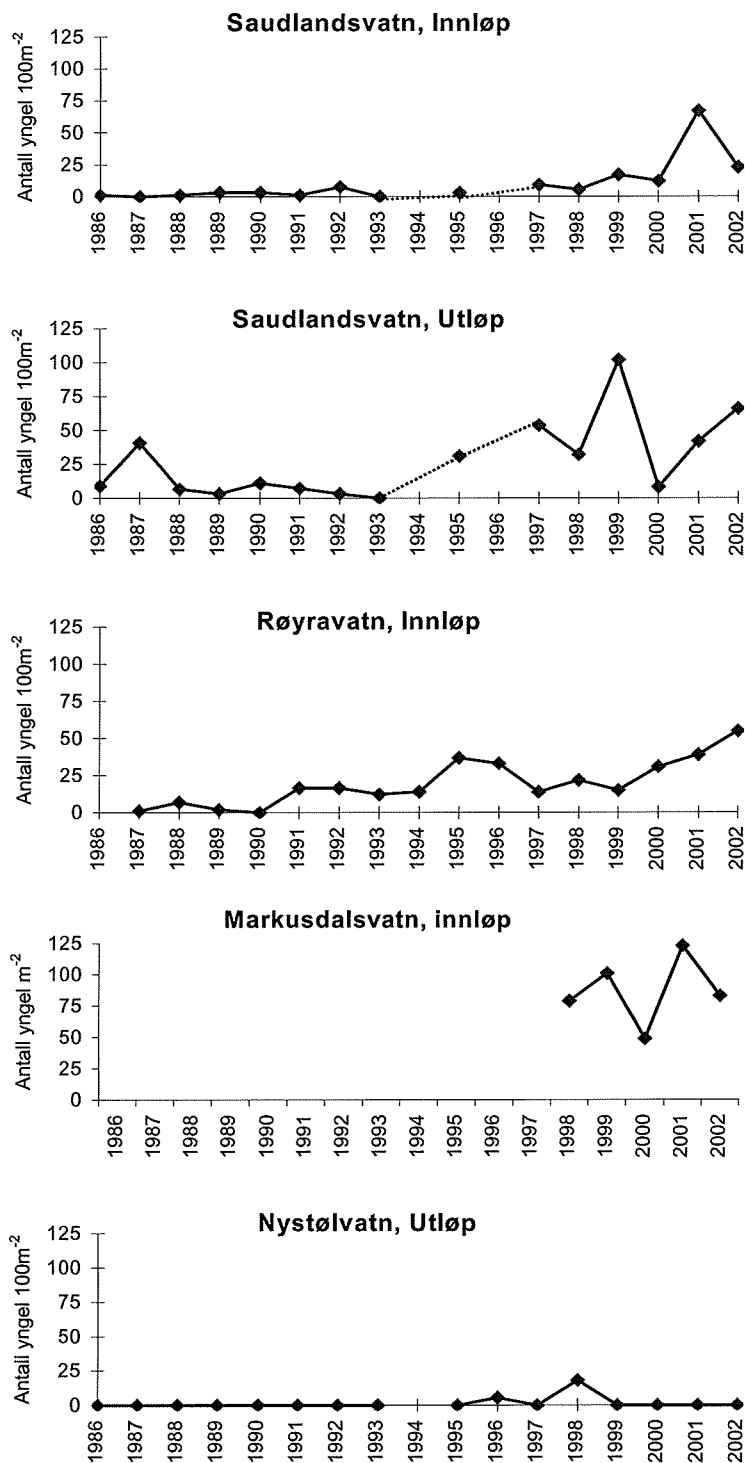
4.5.2. Ungfiskundersøkelser

Det har vært en positiv utvikling i tettheten av aureyngel i tilløpsbekker til innsjøer i Vikedal- og Bjerkreimsvassdraget i løpet av de siste åra (**Figur 79**). Tettheten av eldre aureunger er imidlertid fortsatt relativt lav og viser små årlige endringer. Vikedalsvassdraget har hatt den mest positive utviklingen i yngeltetthet, og ifølge en statistisk analyse forklarer tid (år) 36 % av variasjonen i tetthet. Endringer i vannføringen bidrar med ytterligere 15 %, slik at samlet forklarer disse to faktorene 51 % av variasjonen i tettheten av aureyngel. Beregnet yngeltetthet, etter justering for effekten av vannføring, var i 2002 den høyeste som hittil er registrert, med 46 individ per 100 m². Tettheten av eldre aureunger har også vist en svak økning i forsøksperioden. Mengden yngel og eldre aureunger i Bjerkreimsvassdraget har også utviklet seg positivt fram til 2001, som er siste innsamlingsår. I dette vassdraget forklarte tid (år) henholdsvis 46 og 58 % av variasjonen i tettheten av yngel og eldre individ. I Gaularvassdraget har det vært store årlige variasjoner i tettheten av aureunger siden undersøkelsen startet i 1987, og det er ikke påvist noen klar bestandsøkning for verken yngel eller eldre individ. Antall yngel og eldre aureunger registrert ved elfiske i 2002 er gitt i **Tabell og Tabell i Vedlegg G**.



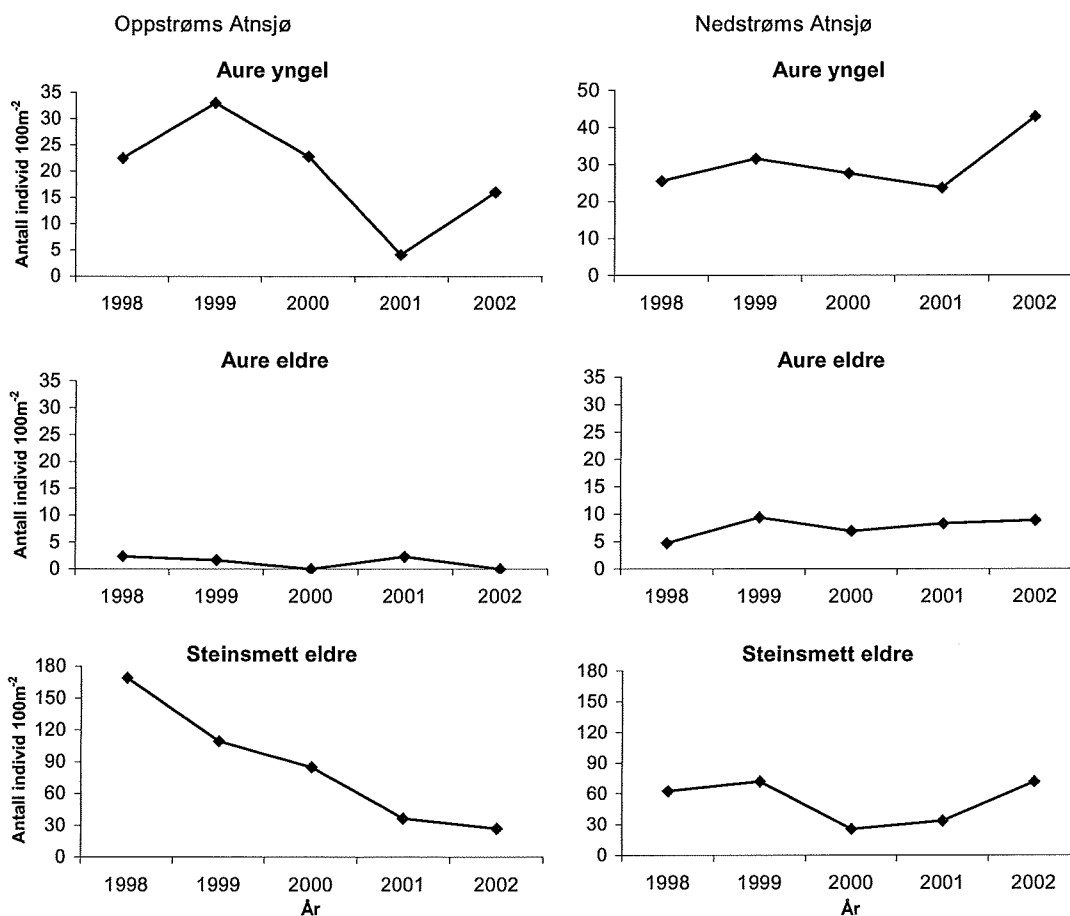
Figur 79. Beregnet gjennomsnittlig tetthet av yngel og eldre aureunger per 100 m² i bekker i vassdragene Gaular, Vikedal og Bjerkreim for perioden 1987/88-2002. Der det er påvist en statistisk sammenheng mellom tetthet og tid (år) er det trukket en linje. Siste innsamling i Bjerkreim var i 2001.

Elfiskeundersøkelser blant Gruppe 1-sjøer omfatter Saudlandsvatn, Røyrvatn, Markhusdalsvatn, Nystølsvatn og Atna elv. På inn- og utløpet av Saudlandsvatn ved Farsund (Vest-Agder) var det i 2002 en betydelig lavere tetthet (23 individ per 100 m²) enn ett år tidligere, men likevel høyere enn i alle andre foregående år (Figur 80).



Figur 80. Antall aureyngel pr. 100 m² på innløpet og utløpet av Saudlandsvatn (1986-2002), innløpet av Røyrvatn (1987-2002), innløpet av Markhusdalsvatn (1998-2002) og utløpet av Nystølsvatn (1986-2002). Stiplet linje angir år med manglende undersøkelser. Utløpet av Nystølsvatn ble valgt i stedet for innløpet fordi det aldri har vært fanget yngel på innløpet siden undersøkelsen startet.

På utløpet av vatnet var det imidlertid en klar økning i tettheten av yngel i 2002 sammenliknet med de to foregående åra, med 66 individ pr. 100 m². I innløpselva til Røyrvatn (Rogaland) ble hittil høyeste tetthet av aureyngel registrert i 2002, med 55 individ pr. 100 m². I innløpet til Markhusdalsvatn i Masfjorden (Hordaland) var det fortsatt en god rekruttering i 2002, med 83 yngel per 100 m². Dette representerer likevel en viss nedgang sammenliknet med 2001. I tillegg utgjorde tettheten av eldre aureunger 9 individ pr. 100 m². I Nystølsvatn i Gaularvassdraget (Sogn og Fjordane) ble det ikke fanget aureyngel verken på innløpet eller utløpet i 2002. Det ble heller ikke fanget eldre individ på innløp/utløp av dette vatnet. Atna elv i Atnavssdraget (Oppland/Hedmark) ble elfisket i regi av Forskref i perioden 1986-91. Fra 1998 ble elva inkludert i det biologiske overvåkingsprogrammet, med to stasjoner oppstrøms og to stasjoner nedstrøms Atnsjøen. Fiskesamfunnet i Atna domineres av aure og steinsmett, i tillegg kan det forekomme noen svært få individ av harr og ørekyte i nedre deler av elva. For aure omfatter tetthetsberegningene både yngel (0+) og ettåringer/eldre individ (≥1+). Blant steinsmett blir imidlertid yngelen ekskludert fra tetthetsberegningene fordi den bare måler 20-30 mm og er derfor lite fangbar ved elfiske. Fiskesamfunnet i Atna domineres av steinsmett, og i første del av undersøkelsesperioden ble de høyeste tetthetene for denne arten registrert i øvre deler av elva (**Figur 81**). I løpet av de siste åra har imidlertid tettheten av steinsmett på denne elvestrekningen gått klart tilbake, fra ca 170 til under 30 individ per 100 m². I nedre deler av elva var det en kraftig økning i tettheten av steinsmett fra 2001 til 2002, fra ca 30 til 70 individ per 100 m². For aure var tettheten av yngel i øvre deler av Atna spesielt lav i 2001 (5 individ per 100 m²), men i 2002 var den betydelig høyere. I nedre deler av elva har yngelproduksjonen av aure vært høyere og mer stabil enn i øvre deler, med høyeste registrerte tetthet i 2002 (43 individ per 100 m²). Elfiske i Atna har foregått ved lav vannføring i hele forsøksperioden slik at resultatene fra ulike år kan sammenliknes.



Figur 81. Tetthetene av aureyngel (0+), eldre aureunger (≥1+) og av steinsmett (≥1+) i Atna fordelt på stasjoner oppstrøms og nedstrøms Atnsjøen, 1998-2002.

5. Litteratur

- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heinänen, A., and Ojala, A. 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. *Int. Revue ges. Hydrobiologia* **71**: 737-758.
- Brakke, D. F. 1980. - Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in SNSF lake sediments III. Cladoceran community structure and stratigraphy. Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Sandefjord, Norway.
- Dervo, B. K. and Halvorsen, G. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Artssammensetning og populasjonsdynamikk hos plankton i Atnsjøen. MVU rapport B55, Oslo, Norway. 14 pp.
- DN 2000. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. – DN-notat 2000-2, 536 s.
- DN 2002. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2001. – DN-notat 2002-1, 268 s.
- Eie, J. A. 1982. Atnavassdraget hydrografi og evertebrater - en oversikt. Kontaktutv. vassdragsreg. Rapport 41, UiO, Oslo, Norway. 76 pp.
- EMEP. 2002. Emission data reported to UNECE/EMEP. Eds: V. Vestereng and H.Klein. Oslo, Norway (EMEP/MSC-W Note 1/2002).
- Fjellheim, A. and Raddum, G. G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *Sci.Tot.Environ.* **96**: 57-66.
- Fjellheim, A. and Raddum, G. G. 1993a. Overvåking av bunndyr i Ogna. - Kalking i vann og vassdrag 1991., p.224-229, In: DN, Trondheim, Norway.
- Fjellheim, A. and Raddum, G. G. 1993b. Changes in the mayfly community of Lake Hovvatn during the first 12 years of liming., p.407-410, In: Guissani, G. and Calleri, C., *Strategies for Lake Ecosystems Beyond 2000, Proceedings, Stresa.*
- Fjellheim, A. and Raddum, G. G. 1995. Benthic animal response after liming of three south Norwegian rivers. *Water Air Soil Pollut.* **85**: 931-936.
- Fjellheim, A. and Raddum, G. G. 1999. Overvåking av invertebrater i Vikedalsvassdraget. - kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1999-4.
- Fjellheim, A. and Raddum, G. G. 2001. Acidification and liming of River Vikedal, western Norway. A 20 year study of responses in the benthic invertebrate fauna. *Water Air Soil Pollut.* **130**: 1379-1384.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 2003. Overvåking av bunndyr i Ogna. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2002. DN-Notat (i trykk).
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. 501 pp.
- Frey, D. G. 1986. Cladocera analysis. - Handbook of Holocene Paleoecology and Paleohydrology. J. Wiley & Sons, 692 pp.
- Frost, S., Huni, A., and Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can.J.Zool.* **49**: 167-173.
- Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980. Kontaktutv. vassdragsreg. Rapport 26, UiO, Oslo, Norway. 89 pp.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi, plankton og strandlevende krepsdyr i Kilåvassdraget, Fyresdal, sommeren 1984. Regionale bunndyrundersøkelser. Kontaktutv. vassdragsreg. Rapport 80, UiO, Oslo, Norway. 48 pp.
- Halvorsen, G. and Papinska, K. 1997. Planktonundersøkelser i Atnsjøen 1985-1995. Samlerapport for Atnavassdraget i perioden 1985-1995. NVE FORSKREF Rapport 2/1997, 215 pp.
- Henriksen, A. and Hessen, D. O. 1997. Whole catchment studies on Nitrogen Cycling: Nitrogen from Mountains to Fjords. *Ambio* **26**: 254-257.
- Henriksen, A. and Hindar, A. 1994. Seasalt episodes, a lesson from the Bjerkreim catchment. "Nitrogen from mountains to fjords". Newsletter 1-1994,
- Henriksen, A. and Snekvik, E. 1979. Kjemisk analyse av elveprøver fra Sørlandet til Øst-Finmark. Oslo-Ås (SNSF-prosjektet, TN 51/79).
- Herbst, H. V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, Germany 130 pp.
- Hessen, D. O., Alstad, N. E. W., and Skardal, L. 2000. Calcium limitation in *Daphnia magna*. *J.Plankton Res.* **22**: 553-568.

- Hessen, D. O., Faafeng, B., and Andersen, T. 1995. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia* **307**: 253-261.
- Hindar, A. and Wright, R. F. 2002. Beregning av opprinnelig vannkjemii i forsurede innsjøer - uttesting av en regnemodell. NIVA-rapport 4546-2002, NIVA, Oslo, Norway. 22s. pp.
- Hindar, A., Kroglund, F. og Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606, 96 s.
- Hobæk, A. 2000. Subfossile rester av vannlopper (Cladocera) i sedimenter i seks innsjøer i Sogn og Sunnfjord. - NIVA rapport 4297-2000: 1-26.
- Hobæk, A. and Raddum, G. G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. SNSF-report Rapport IR 75/80, 132 pp.
- Kaste, Ø. and Skjelkvåle, B.L. 2002. Nitrogen dynamics in runoff from two small heathland catchments representing opposite extremes with respect to climate and N deposition in Norway. *Hydrol. Earth System Sci.* **6**: 351-362.
- Kaste, Ø., Henriksen, A., and Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in southwestern Norway. *Ambio* **26**: 296-303.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, Germany 99 pp.
- Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. *Das Zooplankton der Binnengewässer* **26**: 1-343.
- Kvindesland, S., Jørgensen, P., rognert, T., and Aamlid, D. 1994. Hydrogeochemical processes in a forested watershed in Southern Norway. *Aktuelt fra Skogforskningen 10-94*, NISK, Ås, Norway. 37 pp.
- Langeland, A. (red.). 1993. Pollution impact on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-1992. – NINA Forskningsrapport 44: 1-53.
- Lien, L., Raddum, G. G., and Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - Fisk og invertebrater II. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo, Norway.
- Likens, G. E., Bormann, F. H., Pierce, R. S., Eaton, J. S., and Johnson, N. M. 1977. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York 146 pp.
- Locke, A. 1991. Zooplankton responses to acidification: A review of laboratory bioassays. *Water Air Soil Pollut.* **60**: 135-148.
- Lotter, A. F and Birks, H. J. B. 1997. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. Climate. *J.Paleolimol.* **18**: 395-420.
- Lydersen, E. 1994. Long-term Monitored Catchments in Norway - A Hydrologic and Chemical Evaluation. Acid Rain Research Report 34-A/1994, Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway. 306 pp.
- NFR-TVLF. 2002. Sur nedbør - tilførsel og virkning, p.50-104, In: Oslo, Norway.
- Nøst, T., Kashulin, N. A., Schartau, A. K., Lukin, A. A., Berger, H. M., and Sharov, A. 1997. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. III. Monitoring lakes 1990-96. Fagrapport 29, NINA, Trondheim, Norway. 37 pp.
- Ogner, G., Opem, M., Remedios, G., Sjøtveit, G., and Sørli, B. 1991. The Chemical Analysis Programme at the Norwegian Forest Research Institute. Norwegian Forest Research Institute, Ås, Norway. 21 pp.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G. R., Jacobsen, J. E., Olsen, M., Skretting, E., and Sørli, B. 1999. The Chemical Analysis Programme at the Norwegian Forest Research Institute. Norwegian Forest Research Institute, Ås, Norway.
- Overrein, L., Seip, H. M., and Tollan, A. 1980. Acid precipitation - Effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. Fagrapport FR 19-80, Oslo-Ås, Norway. 175 pp.
- Raddum, G. G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes, p.7-16, In: Raddum, G. G., Rosseland, B. O., and Bowman, J., *Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation and models*, ICP-Waters report 50/99, Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- Raddum, G. G. and Fjellheim, A. 1985. Regionale Evertebratundersøkelser.-Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport 1984. SFT rapport 201/85, 190 pp.
- Raddum, G. G. and Fjellheim, A. 1986. Evertebratundersøkelser i Gaularvassdraget. Gaularvassdraget- Nedbør, vannkjemiske og biologiske undersøkelser. Statlig program for forurensingsovervåking. Rapport 248/86, SFT, Oslo, Norway.

- Raddum, G. G. and Skjelkvåle, B. L. 2001. Critical load of acidifying compounds to invertebrates in different ecoregions of Europe. *Water Air Soil Pollut.* 130: xx-xx
- Raddum, G. G., Fjellheim, A., and Hesthagen, T. 1988. Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 2291-2297.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Skjelkvåle, B.L. 2001. Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reductions in sulphur deposition in Norway. *Water Air Soil Pollut* 130: 87-98
- Rylov, W. M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem, Israel 314 pp.
- Sandøy, S. and Nilssen, J. P. 1987. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. *Arch. Hydrobiol. Suppl* 76: 236-255.
- Sars, G. O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen, Norway 171 pp.
- Sars, G. O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen, Norway 225 pp.
- SAS Institute. 1993. SAS/STAT Users guide, Release 6.10. SAS Institute, Cary, N.C.
- Schartau, A. K. 1987. Dyreplankton i Rondvatn og øvre deler av Atnavassdraget, 1986. Kontaktutv. vassdragsreg. Rapport 115, UiO, Oslo, Norway. 47 pp.
- Schartau, A. K. L., Walseng, B., and Halvorsen, G. 2001. Hva betyr kalsium for artsrikdom og sammensetning av småkreps i Norge? *Vann* 36: 408-413.
- SFT. 1985. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 201/85, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 190 pp.
- SFT. 1986. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1985. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 256/86, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 199 pp.
- SFT. 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 375/89, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 274 pp.
- SFT. 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 437/91, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 306 pp.
- SFT. 1993. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1992. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 533/93, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 296 pp.
- SFT. 1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 583/94, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 271 pp.
- SFT. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1996 - Tilførsler. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 703/97, Oslo, Norway.
- SFT. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1996. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 710/97, Oslo, Norway.
- SFT. 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1997. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 748/98, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 215 pp.
- SFT. 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1998. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 781/99, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway.
- SFT. 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1999. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 804/00, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT. 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2000. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 834/01, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 197 pp.
- SFT. 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2001. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 854/02, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 197 pp.
- SFT. 2003. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 2002. W.Aas, S. Solberg, T. Berg, S. Manø og K.E. Yttri. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 877/2003, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norge.(NILU OR 23/2003)
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T. S., Lien, L., Lydersen, E., and Buan, A. K. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 677/96, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 73 pp.

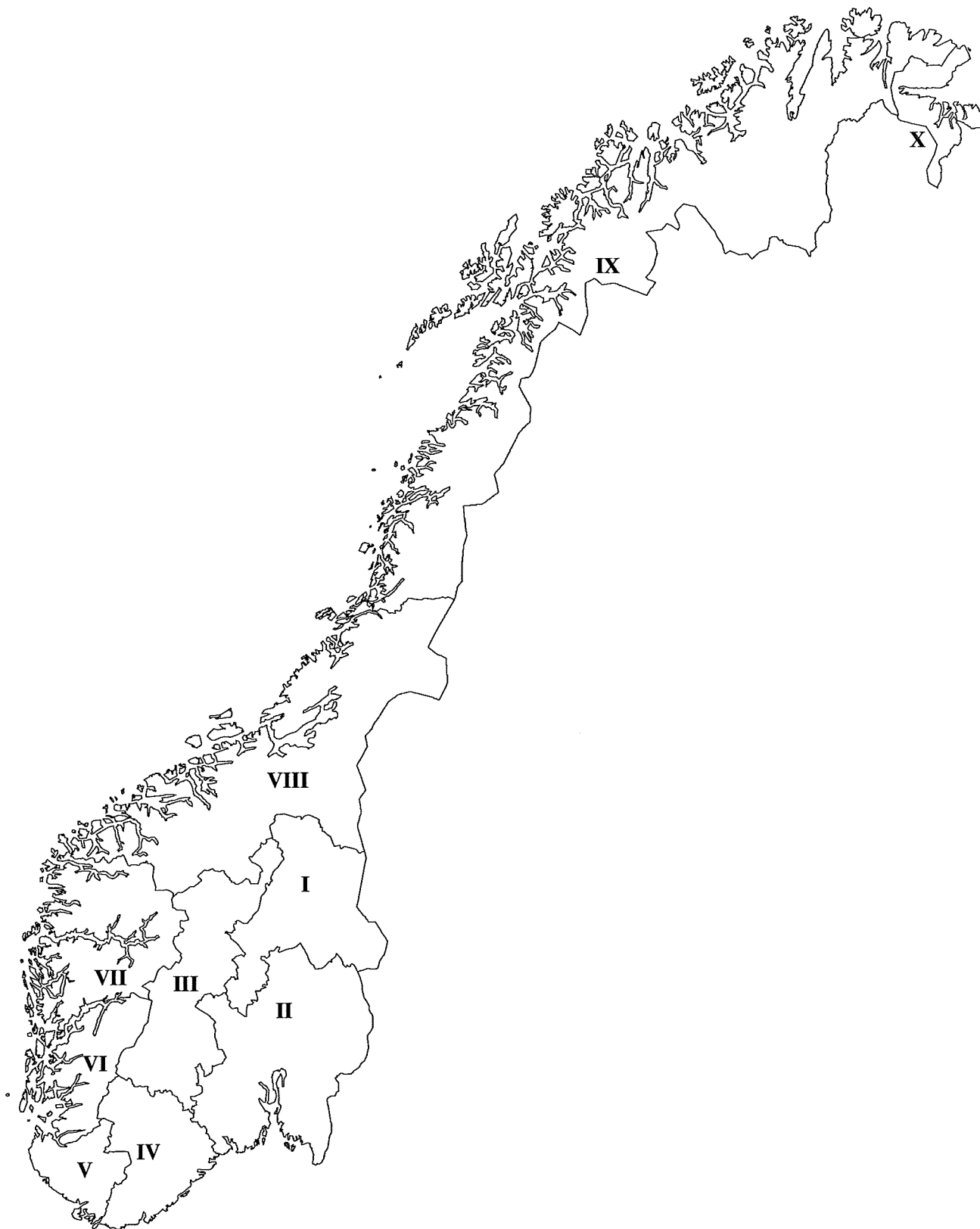
- Skjelkvåle, B.L. Mannio, J., Wilander, A. and Andersen T. 2001a. Recovery from acidification in lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. *Hydrol.Earth System Sci.* 5:(2) 327-338.
- Skjelkvåle, B.L. Stoddard J.L. and Andersen, T. 2001b. Trends in surface waters acidification in Europe and North America (1989-1998). *Water Air Soil Poll.* 130:781-786.
- Skjelkvåle, B.L., Tørseth, K., Aas, W. and Andersen, T. 2001c. Decrease in acid deposition - recovery in Norwegian waters. *Water Air Soil Poll.* 130:133-1438.
- Smirnov, N. N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem, Israel 644 pp.
- Solberg, S., Clarke, N., Røsberg, I, Aamlid, D., and Aas, W. 2001. Intensive Skogovervåkingsflater. Resultater fra 2000. 8/2001, 22 pp.
- Spikkeland, I. 1980a. Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene på Lifjell, Telemark, 1979. Kontaktutv. vassdragsreg. 19, UiO, Oslo, Norway. 55 pp.
- Spikkeland, I. 1980b. Hydrografi og evertebrater i vassdragene i Sjøvatnområdet, Telemark. 1979. Kontaktutv. vassdragsreg. 18, UiO, Oslo, Norway. 49 pp.
- Strøm, K. M. 1944. High mountain limnology. Some observations on stagnant and running waters of the Rondane area. *Avh.norske Vidensk. Akad. Oslo, Mat. nat. Kl.* 1944 (8), Oslo, Norway. 24 pp.
- Stuanes, A. O., Abrahamsen, G., and Røsberg, I. 1995. Acidification of soils in five catchments in Norway. *Water Air Soil Pollut.* 85: 635-640.
- Traaen, T. S. 1987. Forsuring av innsjøer i Finnmark. SFT-Rapport 299/87, SFT., Oslo, Norway.
- Traaen, T. S. and Rognerud, S. 1996. Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Årsrapport for 1995. SFT-Rapport 3458-96, SFT., Oslo, Norway. 21 pp.
- Tørseth, K. and Semb, A. 1997. Atmospheric deposition of nitrogen, sulphur and chloride in two watersheds located in Southern Norway. *Ambio* 26, 258-265.
- Walseng, B. 1990. Verneplan IV. Ferskvannsbefaringer i 6 vassdrag i Vest-Agder og Aust-Agder. NINA-Utredning 9, NINA, Trondheim, Norway. 46 pp.
- Walseng, B. 1993. Verneplan I og II, Rogaland. Krepssdyrundersøkelser. – NINA Oppdragsmelding 222: 1-33.
- Walseng, B. 1994. *Alona* spp. in Norway: Distribution and ecology. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 25: 2358-2359.
- Walseng, B. 1998. Occurrence of *Eucyclops* species in acid and limed water. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 26: 2007-2012.
- Walseng, B. and Halvorsen, G. 1988. Krepssdyrundersøkelser i forbindelse med byggingen av Napetjern kraftverk. Økoforsk utredning 15, 40 pp.
- Walseng, B., Halvorsen, G. & Schartau, A.K.L. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna, 1978. - NINA Oppdragsmelding 321: 1-33.
- Walseng, B, Raddum, G., Saksgård, R. & Schartau, A.K.L. 1996. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna 1995 med fokus på indikatorarter som redskap i forsuringsovervåkingen. - NINA Oppdragsmelding 433: 1-36.
- Walseng, B., Sloreid, S-E., and Halvorsen, G. 2001. Littoral microcrustaceans as indices of recovery of a limed river system. *Hydrobiologia* 450: 159-172.

Vedlegg A. Inndeling av landet i regioner

I overvåkingsprogrammet deles Norge inn i 10 regioner (**Figur A1**) som er definert som følger:

- I. Østlandet - Nord.**
Omfatter kommunen Nordre Land samt nordlige deler av Oppland (unntatt kommunene Skjåk, Lesja og Dovre) og Hedmark nord for kommunene Nordre Land, Lillehammer, Ringsaker, Hamar og Elverum.
- II. Østlandet - Sør.**
Omfatter Østfold, Oslo, Akershus, sørlige deler av Hedmark (Ringsaker, Hamar, Elverum og alle kommuner sør for disse), sørlige deler av Oppland (Søndre Land, Lillehammer og alle kommuner sør for disse), Vestfold og lavereliggende deler av fylkene Buskerud (Ringerike, Modum, Krødsherad, Øvre Eiker, Kongsberg og alle kommuner sør for disse) og Telemark (Notodden, Bø, Nome og alle kommuner sør for disse).
- III. Fjellregion - Sør-Norge.**
Høyereliggende områder (over 1000 m.o.h.) i fylkene Oppland, Buskerud, Telemark og Hordaland (Rondane, Jotunheimen og Hardangervidda).
- IV. Sørlandet - Øst.**
Omfatter Vest-Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder til Lindesnes.
- V. Sørlandet - Vest.**
Omfatter resten av Vest-Agder til Boknafjord/Lysefjord i Rogaland (t.o.m. Forsand kommune) og deler av Rogaland (kommuner sør for Hjelmeland).
- VI. Vestlandet - Sør.**
Omfatter kommuner i Rogaland nord for Boknafjorden og kommuner i Hordaland til Hardangerfjorden.
- VII. Vestlandet - Nord.**
Omfatter Hordaland nord for Hardangerfjorden og Sogn og Fjordane (nord til Stadt).
- VIII. Midt-Norge**
Omfatter Møre og Romsdal og Trøndelagsfylkene og kommunene Skjåk, Lesja og Dovre i Oppland.
- IX. Nord-Norge.**
Omfatter Nordland, Troms og Finnmark (unntatt Øst-Finnmark).
- X. Øst-Finnmark.**
Kommunene Sør-Varanger, Nesseby, Vadsø og Vardø.

Ved inndelingen er det lagt vekt på at forsuringsbelastningen er relativt lik innen hver region. Inndelingen er dessuten basert på biogeografiske og meteorologiske forhold. Hovedhensikten med denne inndelingen er å kunne vise utviklingen av forsurings situasjonen i ulike deler av Norge. Resultatene vil bli vurdert opp mot de prognosene for forsuringsutviklingen som er satt opp på grunnlag av de internasjonale avtalene om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen til atmosfæren.



Figur A1. Inndeling av Norge i 10 regioner basert på forureningsbelastning (S- og N-deposisjon), meteorologi og biogeografi.

Vedlegg B. Analysemetoder og kvalitetskontroll for vannprøver

B1. Analyseprogrammet og analysemetode

Kode	Variabelnavn	Enhet	Analysemetode	Analyseinstrument	Deteksjonsgrense
pH	pH		Potensiometri	Methrom Titrino E702 SM	-
Kond	Konduktivitet	mS/m 25C	Elektrometri	WTW LF 539 RS	0,2
Ca	Kalsium	mg/l	Ionekromatografi	Dionex DX 320 duo	0,02
Mg	Magnesium	mg/l	"	"	0,02
Na	Natrium	mg/l	"	"	0,02
K	Kalium	mg/l	"	"	0,02
Cl	Klorid	mg/l	"	"	0,03
SO4	Sulfat	mg/l	"	"	0,04
NO3-N	Nitrat	µg N/l	"	"	1
NH4-N	Ammonium	µg N/l	"	"	5
Alk	Alkalitet	mmol/l	Potensiometrisk titrering til pH = 4.5	Methrom Titrino E702 SM	0,01
TOC	Total organisk karbon	mg C/l	Oksidasjon til CO2 med UV/persulfat og måling med IR-detektor	Phoenix 8000	0,10
Al/R, Al/II	Reaktiv og ikke labil	µg/l	Automatisert fotometri	Skalar SAN Plus Autoanalysator	5
LAl	Labil Aluminium	µg/l		Beregnes ved differansen mellom Al/R og Al/II	
Tot-N	Total Nitrogen	µg N/l	Automatisert fotometri	S2O8 oksidasjon i autoklav Skalar SAN Plus Autoanalysator	10
Cu	Kobber	µg/l	ICP-MS		
Ni	Nikkel	µg/l	ICP-MS		

Da overvåkingsprogrammet startet i 1980, ble aluminium analysert som "total" aluminium (TAI). Fra 1984 ble bestemmelse av reaktivt aluminium (RAI) og ikke-labil aluminium (IIAI) inkludert i analyseprogrammet. Total aluminium ble analysert parallelt med den nye metoden i 1984 og 1985. Sammenhengen mellom RAI og TAI er gitt ved likningen: $RAI = 22 + 0.64 \cdot TAI$ ($n = 116$, $r = 0.89$). Fra og med 1986 ble den gamle metoden kuttet ut, og verdiene for aluminium i tabellene for de etterfølgende år vil derfor være lavere enn tidligere.

Fra 1985 ble total organisk karbon (TOC) tatt med i rutineprogrammet, og i 1987 ble også ammonium (NH₄) og totalt nitrogeninnhold (Tot-N) bestemt. I 1989 ble NH₄ tatt ut av programmet igjen på grunn av meget lave konsentrasjoner over hele året, mens Tot-N fortsatt bestemmes rutinemessig.

Prøvetakingsfrekvensen er én gang pr. uke for feltforskningsstasjonene. Elvene prøvetas én gang pr. måned med unntak av vårmeltingsperioden da de prøvetas hver 14. dag. Innsjøene prøvetas én gang pr. år med prøvetakingstidspunkt på høsten (etter høstsirkulasjonen i vannene).

B2. Kvalitetskontroll

Alle analysedata kvalitetskontrolleres ved å beregne balansen mellom negative og positive ioner. Denne balansen kan beregnes på to måter avhengig av tilgjengelige måleparametre samt innholdet av TOC og LAI i vannet. En ionebalansekontroll forutsetter imidlertid analyse av alle hovedkjemiske parametre.

[] i ligningene nedenfor betyr at konsentrasjonen er i $\mu\text{ekv L}^{-1}$.

I. Bare hovedioner

Sum anioner	: SAN =	$[\text{Cl}^-] + [\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{ALK}]$
Sum kationer	: SKAT =	$[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{H}^+]$
Differanse kationer - anioner	: DIFF =	SKAT - SAN
Differanse i prosent	: D-PRO =	DIFF i % of SKAT (DIFF*100/SKAT)

II. Hovedioner samt LAI, NH_4^+ og TOC

Sum anioner	: SAN2 =	SAN + OAN ⁻
Sum kationer	: SKAT2 =	SKAT + [LAI ^(*)] + [NH ₄ ⁺]
Differanse kationer - anioner	: DIFF2 =	SKAT2 - SAN2
Differanse i prosent	: D-PRO2 =	(DIFF2 * 100/SKAT2)

der:

$$\text{LAI} = \Sigma (\text{Al}^{3+}, \text{Al}(\text{OH})^{2+}, \text{Al}(\text{OH})_2^+)$$

OAN⁻ (organiske anioner i $\mu\text{ekv L}^{-1}$) er beregnet ved å bruke TOC-konsentrasjoner basert på den følgende empiriske ligningen fra norske innsjøer :

$$\text{OAN}^- = 4.7 - 6.87 * \exp^{(-0.322 * \text{TOC})} * \text{TOC}$$

Alle analyser med D-PRO eller D-PRO2 >10 % blir sjekket og eventuelt reanalysert. For analyser med DIFF eller DIFF2 < 10 $\mu\text{ekv L}^{-1}$, men D-PRO eller D-PRO2 > 10% aksepteres analysen.

B3. Beregning av ANC

ANC (Acid Neutralizing Capacity) er definert som en løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer til et gitt nivå. ANC er definert ved:

$$\text{ANC} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] - [\text{H}^+] - [\text{Al}^{n+}]$$

For de fleste naturlige systemer i Norge kan vi anta at $[\text{A}^-]$ og $[\text{Al}^{n+}] \approx 0$

Dette gir oss:

$$\text{ANC} = [\text{HCO}_3^-] - [\text{H}^+]$$

Ionebalansen i vann er gitt ved:

$$\Sigma \text{ladning av kationer } [\mu\text{ekv L}^{-1}] = \Sigma \text{ladning av anioner } [\mu\text{ekv L}^{-1}]$$

$$\begin{aligned} \Sigma [\text{H}^+] + [\text{Al}^{n+}] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+] \\ = \Sigma [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] \end{aligned}$$

vi får da at:

$$\begin{aligned} \text{ANC} &= ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+]) - ([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]) \\ \text{ANC} &= \Sigma \text{basekationer} - \Sigma \text{sterke syrer anioner} \end{aligned}$$

B4. Beregning av sjøsaltkorreksjon

Av de sterke syreanionene, er Cl det mest mobile og følger vanligvis vannet gjennom nedbørfeltet slik at $Cl_{inn} = Cl_{ut}$. Hovedkilden til klorid er sjøsalter som tilføres nedbørfeltet gjennom våt og tørr deposisjon. Ved å bruke forholdet mellom klorid og de andre ionene i sjøvann, kan man derfor beregne bidraget fra ikke-marine kilder i avrenningsvannet. Det gjøres ved følgende ligninger:

$$\begin{aligned} [Ca^{2+}]^* &= [Ca^{2+}] - 0.037*[Cl] \\ [Mg^{2+}]^* &= [Mg^{2+}] - 0.196*[Cl] \\ [Na^+]^* &= [Na^+] - 0.859*[Cl] \\ [K^+]^* &= [K^+] - 0.018*[Cl] \\ [SO_4^{2-}]^* &= [SO_4^{2-}] - 0.103*[Cl] \end{aligned}$$

I tabellene er sjøsaltkorrigerede verdier av SO_4 (ikke-marin sulfat i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (ESO_4^*)), Ca+Mg (ikke-marine basekationer i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (ECM^*)) og Na (ikke-marin natrium i $\mu\text{ekv L}^{-1}$ (ENa^*)) inkludert. Sjøsaltkorrigerede verdier er alltid merket med *.

Vedlegg C. Vannkjemiske målestasjoner

Tabell C1. Innsjøer. Innsjøer som inngår i "200-sjøers"-undersøkelsen 2002, med status for når de kom inn i overvåkingsprogrammet, samt data for innsjøens og nedbørfeltets størrelse.

Data fra: viser når innsjøen ble prøvetatt første gang. **H, V, S** etter årstallene i 1974/75: viser om prøven er tatt om høsten, vinteren eller sommeren.

Serie:

- **1** er sjøer som tæs med ved diskusjon av kjemisk utvikling fra 1986 til 2002;
- **2** angir innsjøer som blir diskutert for perioden 1995 til 2002;
- * er 16 sjøer på Sørlandet og Vestlandet med sammenlignbare data for 74/75 og fra 86-2002.

Fylke	Kommune	Komm.	St.nr.	Navn	NVE Løpenummer	HOH	Areal km ²		Serie	Region	UTM-N	UTM-Ø	Sone	Kartblad
							Innsjø	Nedbørfelt						
Østfold	Halden	101	2-7	Hokksjøen	3608	148	0.12	5.2	2	II	6543449	647324	32	20133
Østfold	Halden	101	605	Holvatn	331	161	1.2	9.4	1	II	6554610	644773	32	20133
Østfold	Sarpsborg	105	501	Isebakkfjæren	5844	60	0.3	6.6	1	II	6579701	612265	32	19134
Østfold	Aremark	118	502	Breitjern	3555	190	0.3	4	1	II	6556628	653640	32	20133
Østfold	Våler	137	501	Ravnsvøen	5828	82	0.3	2.9	1	II	6587315	613517	32	19134
Akershus	Aurskog-Høland	221	607	Holvatn	3259	214	0.4	5	1	II	6625506	644834	32	20143
Akershus	Aurskog-Høland	221	1-2	Langfjæren	3208	112	0.05	0.85	2	II	6633598	660024	32	20141
Akershus	Aurskog-Høland	221	605	St.Lyseren	3238	229	0.5	3.4	1	II	6629515	655757	32	20144
Oslo	Oslo	301	605	Langvatn	5114	342	0.6	3.6	1	II	6668213	598256	32	19153
Hedmark	Kongsvinger	402	604	Storbørrja	368	301	1.2	29.2	1	II	6665056	662845	32	20152
Hedmark	Kongsvinger	402	2-13	Sæterfjæren	4332	252	0.13	2.05	2	II	6660960	357941	33	21153
Hedmark	Nord-Odal	418	603	Skurvsjøen	3838	432	0.4	20.7	1	II	6717399	645526	32	20163
Hedmark	Sør-Odal	419	1-25	Mjøgsjøen	4055	488	0.06	0.66	2	II	6691680	657127	32	20154
Hedmark	Grue	423	601	Meitsjøen	281	358	1	20.4	1	II	6697608	654938	32	20154
Hedmark	Åsnes	425	2-2	Kottjern	3794	0	0.16	2	2	II	6719923	364066	33	21163
Hedmark	Åmot	429	601	Holmsjøen	282	559	1.2	5.9	1	I	6782343	641223	32	20173
Hedmark	Rendalen	432	1-26	Måsbufljøerna	33329	751	0.06	0.56	2	I	6856413	615133	32	19181
Hedmark	Toiga	436	1-7	HOH 1066	35827	1066	0.04	0.33	2	I	6902432	611083	32	16192
Hedmark	Alvdal	438	1-13	Brennvolljøerna	32131	866	0.06	0.48	2	I	6873814	593668	32	19184
Oppland	Lesja	512	1-13	HOH 1374	34591	1374	0.04	1.2	2	VIII	6910739	504198	32	14191
Oppland	Lesja	512	2-7	Kjelsungvatnet	34704	1250	0.11	19	2	VIII	6901053	507797	32	14192
Oppland	Lesja	512	601	Svartdalsvatn	34660	1018	0.6	49.9	1	VIII	6904396	491691	32	14191
Oppland	Skjåk	513	3-14	Livvatnet	224	734	2.61	231.3	2	VIII	6858005	434290	32	15184
Oppland	Skjåk	513	2-18	Nedre Søvertjøerni	29185	1298	0.65	16.9	2	VIII	6859298	430892	32	14181
Oppland	Lom	514	2-16	Skuggevatnet	29477	1373	0.24	4.2	2	III	6829153	446906	32	15183

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

Fylke	Kommune	Komm.	St.nr.	Navn	NVE Løpenummer	HOH	Areal km2		Serie	Region	UTM-N	UTM-Ø	Sone	Kartblad
							Innsjø	Nedbørfelt						
Oppland	Nordre Land	538	1-33	Høgkampvatnet	33180	1197	0.1	0.38	2	I	6770543	544326	32	17172
Oppland	Sør-Aurdal	540	3-13	Nevlingen	526	576	1.5	147	2	I	6710662	526518	32	17163
Oppland	Vang	545	1-15	HOH 1398	30714	1398	0.07	0.9	2	III	6785087	471181	32	15172
Buskerud	Kongsberg	604	3-3	Hengsvatnet	398	452	1.01	21.2	2	II	6613200	525032	32	17143
Buskerud	Kongsberg	604	1-7	Korsstjernet	6340	758	0.05	0.32	2	II	6598365	535943	32	17142
Buskerud	Kongsberg	604	608	Ø. Jerpestjern	6247	450	0.1	1.9	1	II	6607625	524109	32	17143
Buskerud	Flå	615	604	Langtjern	7272	518	0.2	4.8	1	II	6693302	540327	32	17151
Buskerud	Hol	620	502	St.Krækkja	392	1151	4	48.5	1	III	6700712	433103	32	15154
Buskerud	Modum	623	603	Bredlivatn	5269	632	0.3	1.5	1	II	6649313	564325	32	18144
Buskerud	Flesberg	631	607	Skakktjern	5961	547	0.1	4.6	1	II	6639215	517187	32	17144
Vestfold	Sande	713	601	St.Øyvath	5742	442	0.3	5.5	2	II	6611185	562337	32	18143
Telemark	Notodden	807	1-71	Surteljørn	12683	473	0.09	3.4	2	II	6626152	507079	32	16141
Telemark	Drangedal	817	1-10	Vihusvatnet	15159	468	0.05	0.35	2	IV	6548646	493348	32	16132
Telemark	Nome	819	501	Ned. Furovatn	14367	605	0.1	5.5	1*	II	6570810	491106	32	16134
Telemark	Hjartdal	827	601	Heddersvatn	69	1136	1.8	11.7	1	III	6632519	486315	32	16144
Telemark	Kviteseid	829	1-13	Mjåvatn	402	977	0.08	0.91	2	IV	6633099	519066	32	17144
Telemark	Nissedal	830	11	Dyrvatn	1310	774	1.4	5	2	IV	6562097	460396	32	15132
Telemark	Nissedal	830	1-24	Store Kleivfjørn	15436	414	0.07	0.7	2	IV	6542679	480012	32	16133
Telemark	Fyresdal	831	501	Bråvatn	14277	902	1.3	4	2	IV	6573497	427461	32	15134
Telemark	Tokke	833	2-21	Folurdkaidevatn	14019	1074	0.17	2.5	2	IV	6583671	420038	32	14131
Telemark	Tokke	833	603	Skurevatn	1094	1269	1.1	7.8	1	IV	6606322	418257	32	14142
Telemark	Vinje	834	1-12	Hemleljørmåne	13254	1104	0.07	13.1	2	III	6609006	417808	32	14142
Telemark	Vinje	834	1-32	HOH 1394	12028	1394	0.06	0.55	2	III	6644974	442085	32	15144
Telemark	Vinje	834	614	Stavsvatn	13194	1053	0.4	2.4	1	III	6611114	449793	32	15142
Aust-Agder	Tvedestrand	914	501	Sandvatn	9534	150	0.3	2.8	1*	IV	6504880	497796	32	16122
Aust-Agder	Froland	919	2-20	Hundevatn	10127	286	0.3	2.3	1	IV	6494616	473306	32	16123
Aust-Agder	Birkenes	928	503	Lille Hovvatn	10069	503	0.07	2.9	2	IV	6496715	443557	32	15123
Aust-Agder	Birkenes	928	1-7	Lundevatnet	10729	336	0.13	3.05	2	IV	6480206	454177	32	15111
Aust-Agder	Iveland	935	1-19	Færetjørn	10834	38	0.06	3.6	2	IV	6476845	439296	32	15114
Aust-Agder	Iveland	935	7	Grunnevatn	10926	250	3.4	8.4	1	IV	6472495	439755	32	15114
Aust-Agder	Evje og Hornes	937	1-21	Øvfjørn	9665	513	0.09	1.3	2	IV	6503846	423695	32	14122
Aust-Agder	Bygland	938	66	Grimsvatn	9219	463	0.2	3.3	1*	IV	6512240	440481	32	15123
Aust-Agder	Bygland	938	3-4	Storolavsvatnet	1177	848	1.15	12.3	2	IV	6525521	401087	32	14124
Aust-Agder	Valle	940	2-9	HOH 1227	14617	1227	0.2	7.17	2	IV	6562200	391849	32	14133
Aust-Agder	Valle	940	502	Myklevatn	15177	785	0.8	5.3	1*	IV	6548427	407242	32	14132
Aust-Agder	Valle	940	527	Skammevatn	14534	1074	0.6	29.5	1*	IV	6564217	399566	32	14133
Aust-Agder	Valle	940	501	Tjurmonvatn	15100	720	0.4	1.7	1*	IV	6549218	411450	32	14132

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

Fylke	Kommune	Komm.	St.nr.	Navn	NVE Løpenummer	HOH	Areal km2		Serie	Region	UTM-N	UTM-Ø	Sone	Kartblad
							Innsjø	Nedbørfelt						
Aust-Agder	Bykle	941	24	Bånevåtn	13592	1115	1.8	14.6	1	IV	6597706	393143	32	14143
Aust-Agder	Bykle	941	2-23	Reinsgrovjømane	14120	1121	0.19	2.5	2	IV	6579736	386540	32	14134
Vest-Agder	Farsund	1003	2-4	Saudlandsvåtn	21894	110	0.139	4.5	2	V	6453384	368829	32	13112
Vest-Agder	Flekkefjord	1004	15	Botnevåtn	21797	56	0.6	7.6	1*	V	6462661	352226	32	13114
Vest-Agder	Flekkefjord	1004	1-34	HOH 230	21759	230	0.04	0.52	2	V	6466128	357989	32	13114
Vest-Agder	Flekkefjord	1004	13	St. Eitlandsvåtn	1431	392	1.2	6.1	1	V	6485839	367922	32	13111
Vest-Agder	Vennesla	1014	25	Drivnesvåtn	11147	168	0.2	10.7	1*	IV	6461620	437301	32	15114
Vest-Agder	Vennesla	1014	8	Høvdårlandsvåtn	10940	288	0.3	29.5	2	IV	6471781	423184	32	14111
Vest-Agder	Vennesla	1014	1-32	Krossvåtnet	11283	197	0.06	0.65	2	IV	6456416	428935	32	15113
Vest-Agder	Vennesla	1014	12	Songevåtn	11078	268	0.3	9.4	2	IV	6464557	422398	32	14111
Vest-Agder	Søgne	1018	4	Kleivsetvåtn	11592	83	0.4	19.4	1*	IV	6441734	422067	32	14112
Vest-Agder	Marnardal	1021	14	Homestadvåtn	11373	278	0.6	3.1	1	IV	6452815	408993	32	14112
Vest-Agder	Åseral	1026	210	Stigebottsvåtn	1174	814	1	7.5	2	V	6514123	402475	32	14124
Vest-Agder	Lyngdal	1032	1-19	Svartevåtnet	11168	334	0.1	4.12	2	V	6461271	387704	32	14114
Vest-Agder	Lyngdal	1032	14	Troldevåtn	11292	278	0.2	1	1*	V	6455641	382076	32	14113
Vest-Agder	Hægebostad	1034	19	I. Espelandsvåtn	11095	391	0.3	9.2	1*	V	6463826	391943	32	14114
Vest-Agder	Hægebostad	1034	8	Trollselvåtn	10305	617	0.2	3.4	1*	V	6491021	395544	32	14123
Vest-Agder	Kvinesdal	1037	17	Heievåtn	1373	500	0.3	12.2	1	V	6500651	382085	32	14123
Vest-Agder	Kvinesdal	1037	1-1	Lise Frøysvåtnet	11099	448	0.1	0.39	2	V	6464344	389317	32	14114
Vest-Agder	Kvinesdal	1037	21	Solbjervåtn	10902	358	0.3	1.9	2	V	6473341	382546	32	14114
Vest-Agder	Sirdal	1046	1-23	Bergefjorri	25727	700	0.05	0.45	2	V	6543844	379717	32	13132
Vest-Agder	Sirdal	1046	111	Skreppevåtn	8046	812	0.4	14	2	V	6533693	387468	32	14124
Rogaland	Eigersund	1101	43	Glypstadvåtn	21186	261	0.4	1.6	1	V	6486232	336820	32	12111
Rogaland	Sokndal	1111	1-14	Eikelijørna	21529	210	0.08	0.5	2	V	6475091	347774	32	13114
Rogaland	Sokndal	1111	3	Ljosvåtn	21438	150	0.2	1.4	1*	V	6478643	337030	32	12111
Rogaland	Sokndal	1111	23	Måkevåtn	21729	272	0.3	1.4	1*	V	6466449	346442	32	13114
Rogaland	Lund	1112	15	Gjuvåtn	21049	389	0.4	2.1	2	V	6489754	349043	32	13123
Rogaland	Bjerkreim	1114	1-34	Lomstjørri	20451	242	0.07	2.8	2	V	6507890	330870	32	12122
Rogaland	Bjerkreim	1114	1-20	Skjelbreidfjorri	20251	240	0.05	1	2	V	6512974	337125	32	12122
Rogaland	Hå	1119	602	Hornsevåtn	1545	142	0.7	8.7	1	V	6494844	666492	31	12122
Rogaland	Gjesdal	1122	1-9	Krøfjorri	20180	534	0.06	1.45	2	V	6514808	333317	32	12122
Rogaland	Forsand	1129	1-13	Tvaravåtnet	25619	720	0.05	0.23	2	VI	6547740	345600	32	13133
Rogaland	Vindafjord	1154	601	Røyrvåtn	22548	230	0.4	16.3	1	VI	6604322	331239	32	12142
Hordaland	Bergen	1201	1-32	Brekkevåtnet	26777	324	0.04	0.25	2	VII	6692553	643157	31	12154
Hordaland	Bergen	1201	1-23	HOH 60	26786	60	0.06	0.27	2	VII	6690323	624997	31	11151
Hordaland	Etne	1211	601	Vaulavåtn	23386	875	1.1	25.8	1	VI	6634873	352274	32	13144
Hordaland	Filjar	1222	502	Ø. Steindalsv.	22101	262	0.3	3.3	1*	VI	6639536	635540	31	11141

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

Fylke	Kommune	Komm.	St.nr.	Navn	NVE Løpenummer	HOH	Areal km2		Serie	Region	UTM-N	UTM-Ø	Sone	Kartblad
							Innsjø	Nedbørfelt						
Hordaland	Odda	1228	1-26	1230 HOH	12589	1230	0.08	1.05	2	III	6628576	389132	32	14144
Hordaland	Odda	1228	2-4	Juklevatni	18887	1432	0.36	2.95	2	III	6659744	390229	32	14153
Hordaland	Odda	1228	501	Steinavatn	23328	1047	0.9	4.3	1*	V1	6638202	364355	32	13144
Hordaland	Ullensvang	1231	1-41	HOH 1092	27511	1092	0.09	3.1	2	V1	6686696	361262	32	13154
Hordaland	Voss	1235	1-17	Rennebergstjøerni	27241	1171	0.04	0.18	2	VII	6739481	348982	32	13164
Hordaland	Voss	1235	1-6	Rundatjøerni	27329	1175	0.06	0.62	2	VII	6717936	352245	32	13163
Hordaland	Vaksdal	1251	601	Oddmundalsvatn	26511	760	0.3	5.7	1	VII	6713715	663651	31	12162
Hordaland	Lindås	1263	601	Båtevatn	26267	451	0.4	2.8	1	VII	6735016	637057	31	12163
Hordaland	Lindås	1263	3-10	Husdalsvatnet	26346	51	1.02	8.2	2	VII	6726642	636720	31	12163
Hordaland	Masfjorden	1266	1-43	HOH 816	25953	816	0.07	3.8	2	VII	6758283	652611	31	12164
Hordaland	Masfjorden	1266	1-25	Stemnevatnet	26079	296	0.04	0.11	2	VII	6749669	626269	31	11161
Hordaland	Masfjorden	1266	999	Svartetjern	26133	267	0.1	0.57	2	VII	6747059	639970	31	12164
Sogn og Fjordane	Flora	1401	501	Langevatn	28197	470	0.7	2.7	2	VII	6839256	615445	31	11182
Sogn og Fjordane	Flora	1401	1-35	Rundedalsvatnet	28225	550	0.04	0.75	2	VII	6838635	616844	31	11182
Sogn og Fjordane	Gulen	1411	1-34	Botnavatnet	25776	457	0.14	1.4	2	VII	6763390	629629	31	11161
Sogn og Fjordane	Gulen	1411	1-17	Holmevatnet	25811	606	0.11	0.52	2	VII	6761843	630010	31	11161
Sogn og Fjordane	Høyanger	1416	1-6	Blåfjellvatnet	28999	696	0.35	1.32	2	VII	6767734	649334	31	12173
Sogn og Fjordane	Høyanger	1416	1-5	HOH 1110	29015	1110	0.04	0.32	2	VII	6768880	660221	31	12172
Sogn og Fjordane	Balestrand	1418	601	Nystølvatn	1651	715	1.3	21.5	1	VII	6803430	364072	32	13174
Sogn og Fjordane	Aurland	1421	1-34	HOH 1530	15918	1530	0.06	0.87	2	III	6747309	425973	32	14161
Sogn og Fjordane	Luster	1426	2-29	Krongeltjøerni	29509	1389	0.13	0.6	2	III	6826530	443677	32	15183
Sogn og Fjordane	Fjaler	1429	3-22	Langesjøen	1643	24	1.18	8.25	2	VII	6794925	616500	31	11171
Sogn og Fjordane	Fjaler	1429	601	Skardsvatn	28557	444	0.3	3.9	2	VII	6799633	632858	31	12174
Sogn og Fjordane	Førde	1432	2-20	Steinbotsvatna	29697	913	0.28	12	2	VII	6806543	361463	32	13174
Sogn og Fjordane	Nautdalen	1433	1-30	Einevollsvatnet	28354	284	0.05	2.85	2	VII	6819220	637659	31	12174
Sogn og Fjordane	Eid	1443	501	Movvatn	1935	422	1.1	20	1	VII	6874837	352376	32	12181
Møre og Romsdal	Molde	1502	602	Lunddalsvatn	31186	254	0.3	5.7	1	VIII	6966180	425160	32	13204
Møre og Romsdal	Vanylven	1511	601	Bløjevatn	31047	700	0.6	1.9	1	VIII	6882894	645650	31	11192
Møre og Romsdal	Haram	1534	2-5	St. Hestevatn	31309	228	0.52	2.4	2	VIII	6942600	366852	32	12203
Møre og Romsdal	Rauma	1539	3-3	Ulvådalsvatnet	1987	851	2.18	98	2	VIII	6903809	439900	32	13192
Møre og Romsdal	Neset	1543	2-8	Røndalskarvatn	31312	757	0.19	7.1	2	VIII	6942270	452607	32	13202
Møre og Romsdal	Sumdalen	1566	2-19	HOH 1078	34032	1078	0.31	2.3	2	VIII	6957306	500204	32	14202
Møre og Romsdal	Sumdalen	1566	2-3	Kvernvatnet	33854	793	0.28	5.6	2	VIII	6973383	514902	32	15204
Møre og Romsdal	Aure	1569	601	Skardvatn	36436	346	0.5	3.8	1	VIII	7018939	488817	32	14211
Sør-Trøndelag	Agdenes	1622	2-4	Austvatnet	2524	224	0.8	14.5	2	VIII	7031065	537822	32	15211
Sør-Trøndelag	Agdenes	1622	1-5	Nedre Hansstjøerna	37307	194	0.07	2.7	2	VIII	7035382	535226	32	15214
Sør-Trøndelag	Åfjord	1630	601	Grovilvatn	36780	180	1	10.4	1	VIII	7087294	556793	32	15221

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

Fylke	Kommune	Komm.	St.nr.	Navn	NVE Løpenummer	HOH	Areal km2		Serie	Region	UTM-N	UTM-Ø	Sone	Kartblad
							Innsjø	Nedbørfelt						
Sør-Trøndelag	Ålfjord	1630	603	Skjerivatn	36727	357	0.9	3.3	1	VIII	7093736	576620	32	16224
Sør-Trøndelag	Røros	1640	2-18	Skebrosløane	35551	831	3.32	4	2	I	6922299	353615	33	17191
Sør-Trøndelag	Røros	1640	603	Tuisingen	35326	781	1.4	5.2	1	I	6945556	647625	32	17202
Nord-Trøndelag	Leksvik	1718	1-3	Hyllvatnet	37029	428	0.05	0.3	2	VIII	7069963	575426	32	16223
Nord-Trøndelag	Namdalseid	1725	601	Bjorfanvatn	40844	263	1	3.8	1	VIII	7129290	596246	32	16231
Nord-Trøndelag	Snåsa	1736	3-4	Snaufellvatnet	41040	625	1.25	6.4	2	VIII	7118510	409984	33	19232
Nord-Trøndelag	Lierne	1738	3-9	Midtre Blåfjellvatnet	1149	703	1.13	50.8	2	VIII	7110015	427875	33	19233
Nord-Trøndelag	Namsskogan	1740	601	Lindsetvatn	39076	727	0.8	2.7	2	VIII	7193628	393953	33	18241
Nord-Trøndelag	Namsskogan	1740	602	Storgåsvatn	716	493	2.8	10.9	1	VIII	7215845	413960	33	18252
Nord-Trøndelag	Overhalla	1742	501	Grytsjøen	40322	372	0.5	10	1	VIII	7143706	359649	33	17231
Nord-Trøndelag	Nærøy	1751	2-11	Grønliatnet	39069	200	0.41	3.6	2	VIII	7197208	641451	32	17241
Nordland	Veisn	1824	601	Ø.Sorvatn	42338	267	0.8	37.8	2	IX	7292634	408161	33	18262
Nordland	Saltfæl	1840	601	Kjemåvatn	806	626	2.6	33	1	IX	7405594	518096	33	21284
Nordland	Sørfold	1845	601	Tennvatn	45724	339	2.6	30.3	1	IX	7516530	539287	33	21301
Nordland	Tysfjord	1850	603	Kjervatn	1001	209	1.4	6.6	1	IX	7551715	543092	33	12312
Nordland	Lødingen	1851	2-13	Trollvatnet	47746	198	0.22	0.77	2	IX	7583365	524984	33	12314
Nordland	Flakstad	1859	601	Storvatn	48048	25	1.1	6.2	1	IX	7549598	431168	33	10312
Troms	Tranøy	1927	501	Kapervann	50879	214	0.7	18	1	IX	7682780	592134	33	13332
Troms	Berg	1929	2-13	Daudmannsvatn	50807	276	0.66	5.1	2	IX	7692901	594115	33	13331
Troms	Berg	1929	2-9	Storvatnet	50724	141	0.19	4.1	2	IX	7700834	585395	33	13331
Troms	Storffjord	1939	602	St. Rassajavr	52689	1049	1.7	8.1	2	IX	7681479	495411	34	16332
Finnmark	Vardø	2002	501	Oksevatn	2430	143	2.7	9.9	1	X	7805856	420607	36	25354
Finnmark	Vadsø	2003	501	Andersbyvatn	63092	165	0.7	5.3	2	X	7781027	598302	35	24353
Finnmark	Kautokeino	2011	2-34	Guolehjavri	49659	455	0.36	1.04	2	IX	7645544	551195	34	18324
Finnmark	Kautokeino	2011	1-29	HOH 407	58283	407	0.08	0.55	2	IX	7642653	395469	35	19321
Finnmark	Kautokeino	2011	1-60	HOH 414	55049	414	0.05	0.25	2	IX	7661247	598027	34	19333
Finnmark	Kautokeino	2011	1-13	HOH 510	50355	510	0.07	0.65	2	IX	7642163	608700	34	19334
Finnmark	Porsanger	2020	2-30	Hoh 515	59885	515	0.1	1.77	2	IX	7785647	439305	35	20352
Finnmark	Lebesby	2022	1-42	Hoh 292	60801	292	0.08	1.35	2	IX	7847577	515508	35	22363
Finnmark	Lebesby	2022	1-45	Hoh 561	62019	561	0.04	0.75	2	IX	7783756	489581	35	21352
Finnmark	Lebesby	2023	1-19	Hoh 314	62427	314	0.04	0.8	2	IX	7872287	544594	35	23364
Finnmark	Garmvik	2023	1-63	Hoh 323	60619	323	0.04	1.2	2	IX	7859812	539715	35	22361
Finnmark	Deanu-Tana	2025	1-57	Hoh 450	62753	450	0.05	1.35	2	IX	7826494	565200	35	23363
Finnmark	Sør-Varanger	2030	622	Abborvatnet	64917	176	0.5	3.7	2	X	7709486	595817	35	24334
Finnmark	Sør-Varanger	2030	501	Båirjasjavri	64684	150	0.5	7.3	1	X	7719666	609298	35	24343
Finnmark	Sør-Varanger	2030	801	Dalvatn	64282	132	0.23	2.15	2	X	7733962	398069	35	24342
Finnmark	Sør-Varanger	2030	704	Figenschou.v.	64316	200	0.325		2	X	7730500	415080	36	25343

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

Fylke	Kommune	Kommn.	St.nr.	Navn	NVE		HOH	Areal km2		Serie	Region	UTM-N	UTM-Ø	Sone	Kartblad
					Løpenummer	Innsjø		Nedbørfelt							
Finnmark	Sør-Varanger	2030	502	Fiskvatn	64566	191	0.9	10.3	2	X	7724584	601907	35	24343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	619	Følvatnet	2456	177	2.6	11.8	1	X	7683678	576230	35	23331	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	705	Første Høgfjellsvatn	64143	243	0.175		2	X	7736962	415389	36	25343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	625	Holmvatnet	64278	146	0.9	3.1	1	X	7735339	605321	35	24343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	612	L.Djupvatnet	64217	211	0.4	2	1	X	7734835	406672	36	24342	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	703	L.Valvatnet	2476	234	1.33		2	X	7729710	409305	36	25343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	614	Langvatnet	64193	90	0.3	3	1	X	7738061	391277	36	24342	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	706	Namahisjavri	63996	177	0.47		2	X	7744448	584883	35	23341	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	603	Otervatnet	64713	293	0.2	1.5	1	X	7717617	413369	36	25343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	504	Råtjern	63664	264	0.7	2.5	1	X	7753345	584023	35	23341	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	701	Serdvatn	64560	171	0.55		2	X	7724027	398069	36	24342	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	503	Skaldejavri	2437	322	1.9	7.3	1	X	7759261	580897	35	23341	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	621	St.Abborvatn	65029	216	0.9	5.8	2	X	7698562	587403	35	23331	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	607	St.Valvatnet	2474	157	3.6	19.6	1	X	7735848	409307	36	25343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	624	Ulekristjav	64799	242	0.2	1.2	1	X	7715389	595502	35	24343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	630	Vegvatnet	64406	101	0.3	1.7	2	X	7729266	587800	35	23342	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	702	Vierjavri	64632	256	0.2		2	X	7720340	409180	36	25343	
Finnmark	Sør-Varanger	2030	JAR5	Navnløs	270	270	0.06			X					
Finnmark	Sør-Varanger	2030	JAR6	Navnløs	310	310	0.06			X					
Finnmark	Sør-Varanger	2030	JAR7	Navnløs	255	255	0.07			X					
Finnmark	Sør-Varanger	2030	JAR8	Navnløs	263	263	0.04			X					
Finnmark	Sør-Varanger	2030	JAR12	Navnløs	291	291	0.08			X					
Finnmark	Sør-Varanger	2030	JAR13	Navnløs	271	271	0.05			X					

Tabell C2. Utgåtte innsjøer fra 1991 til 2002.

År	Komm.nr	St.nr	Innsjø	dataserier	
1991	1	118	601	Skolleborgør	data fra 86-90
	2	119	602	Jonsvatna	data fra 86-90
	3	426	601	Eidsmangen	data fra 86-90
	4	540	605	Helsenningen	data fra 86-90
	5	605	605	Blankvatn	data fra 86-90
	6	615	603	Damtjern	data fra 86-90
1992	1	604	601	Stølevatn	data fra 86-91
1993	1	928	502	Kjetevatn	data fra 1974 og 86-92
	2	1029	40	Mæreslandsvatn	data fra 1974 og 86-92
1994	1	604	607	Buvatnet	data fra 86-93
1995	1	929	605	Måvatn	data fra 86-94
1996	1	418	601	Nøklevatn	data fra 86-95
	2	807	601	Harvedalsvatn	data fra 86-95
	3	830	24	Breilivatn	data fra 1975 og 86-95
	4	1046	106	Raudåvatn	data fra 86-95
	5	1101	47	Brannåvatn	data fra 1975 og 86-95
	6	1112	13	Sandvatn	data fra 1975 og 86-95
	7	1112	38	Haukelandsvatn	data fra 1975 og 86-95
1997	0		ingen		
1998	1	822	501	Tveitvatn	data fra 1974-78, 81, 86, 88-91 og 93-97 - kalket
	2	1046	541	Storevatn	data fra 1975,86 og 88-97
	3	1256	601	Storavatn	data fra 1986 og 88-97
1999	0		ingen		
2000	1	941	1-18	HOH 1260	data fra 1995 - vanskelig tilgjengelig
2001	1	620	1-21	HOH 1540	data fra 1995 - vanskelig tilgjengelig
	2	632	1-20	Trytetjern	data fra 1995 - kalket
2002	1	631	2-7	Mjovatn	data fra 1995 – kalket
	2	817	607	Måvatn	data fra 1995 – kalket
	3	926	601	Furekjertjern	data fra 1986 – for spesiell vannkjemi
	4	1438	1-16	HOH 770	data fra 1995 – vanskelig tilgjengelig

Tabell C3. Elver

Fylke	Elv nr.	Lok. nr	Vassdr.nr	Navn	Prøvetakssteds	UTM-OV	UTM-NS	UTM-R	Kartblad	Laveste/høyeste punkt (m.o.h.)	Årsnedbør mm	Avrenning l/sek/km ²
Aust-Agder	3	1	018.3Z	Gjerstadelva	Sønedeledammen	5047	65141	32	16121	10 - 514	1110	30.4
Aust-Agder	5	1	019.Z	Nidelva	Rykene	4788	64744	32	16114	38 - 809	1045	30.1
Aust-Agder	7	1	020.Z	Tovdalselva	Boen bruk	4492	64557	32	15112	21 - 953	1400	35.2
Vest-Agder	11	1	022.Z	Mandalselva	Marnardal	4134	64533	32	14112	20 - 970	1680	48.4
Vest-Agder	13	1	024.Z	Lygna	Lyngdal	3877	64481	32	14113	5 - 729	1730	52.8
Rogaland	19	1	027.Z	Bjerkreimselva	Tengs	3269	64916	32	12122	25 - 1063	2222	77.1
Rogaland	23	1	030.2Z	Dirdalselva	Gjesdal	3377	65254	32	12121	0-1131	2377	100/60
Rogaland	26	1	033.Z	Årdalselva	Årdal	3402	65599	32	12132	5 - 1100	1847	80
Rogaland	32	9	038.Z	Vikedalselva	Låkofossen	3291	66030	32	12142	60 - 1118	1800	86.6
Sogn og Fjordane	34	1	084.7Z	Nausta	Espeland	3314	68312	32	12183	60 - 1385	2184	79.7
Sogn og Fjordane	34	5	084.7C	Trodøla /Nausta	Nausta	3376	68312	32	12182	260 - 1064	2184	79.7
Hordaland	45	1	063.Z	Ekso	Mysterøyri	3258	67378	32	12163	1 - 934	2326	82.8
Hordaland	46	1	064.Z	Modalselva	Modalen	3268	67470	32	12164	1 - 1124	2326	94.9
Sogn og Fjordane	57	3	083.Z	Sæta	Eldalen	3483	68033	32	12171	177 - 1427	2140	77.2
Nord-Trøndelag	77	2	138.B	Øyensåa	Fossli	6055	71271	32	16231	10-622	1210	40
Buskerud	90	1	012.GD	Aurdøla	Aurdalsfjorden	5331	67117	32	17162	547-1107	767	18

Tabell C4. Feltforskningsstasjoner

Fylke	Nedbørfelt	Kode	Areal (km ²)	UTM- OV	UTM- NS	UTM- R	Kartblad	Laveste/høyeste punkt (m.o.h.)	Årsnedbør mm	Avrenning mm
Aust-Agder	Birkenes	BIE01	0.41	4558	64719	32	15111	200-300	1400	1100
Telemark	Storgama	STE01	0.6	4800	65463	32	16133	580-690	960	1020
Buskerud	Langtjern	LAE01 (utløp)	4.8	5401	66933	32	17151	510-750	685	550
		LAE03 (innløp)		5404	66932	32	17151			
Møre og Romsdal	Kårvatn	KAE01	25	4946	69615	32	14201	200-1375	1450	1975
Finnmark	Dalelva	DALELV 1	3.2	3988	77332	36	24342	0-241	350	460
Hordaland	Svartetjern	SVART01	0.57	3134	67492	32	12164	267	3900	3360
Rogaland	Øygardsbekken	OVELV 19 23	2.55	3321	65016	32	12122	72-200	2140	1811

Vedlegg D. Observatører for vannprøver

Innsjøer

For innsjøene bruker vi en kombinasjon av prøvetaking fra helikopter og prøvetaking til fots. Prøvene blir tatt delvis av personell fra NIVA og delvis av folk i kommuner, fylkesmannens miljøvernavdeling, fjelloppsyn og privatpersoner. Liste over hvem som tar prøver hvor, kan man få ved henvendelse til NIVA.

Elver

Elv	Prøvetakers navn og adresse
Gjerstadelva	Nils Olav Sunde, Håsåsv. 45b, 4990 SØNDELED
Nidelva	Liv Bente Skancke, NIVA-Sørlandsavdelingen
Tovdalselva	Ernst O. Olsen v/ Boen Bruk, 4658 TVEIT
Mandalselva	Anen Trygslund, 4546 BJELLAND
Lygna	Andreas T. Vegge, 4580 LYNGDAL
Bjerkreimselva	Jan Tore Skårland, Tjødnaråsen, 4389 VIKESÅ
Dirdalselva	Rasmus Byrkjedal, 4335 DIRDAL
Årdalselva	Svein Tveit, 4137 ÅRDAL
Vikedalselva	Harald Leifsen, 5586 VIKEDAL
Nausta	Sverre Ullaland, Espeland, 6817 NAUSTDAL
Trodøla /Nausta	Sverre Ullaland, Espeland, 6817 NAUSTDAL
Ekso	Frank Møster, 5728 EIDSLANDET
Modalselva	Solveig Kristin Farestveit, 5729 MODALEN
Sæta	Nils Bell, 6978 VIKSDALEN
Øyensåa	Harald Røhte, 7750 NAMDALSEID
Aurdøla	Øivind Jordet, 3528 HEDALEN

Feltforskningsstasjoner

Nedbørfelt	Prøvetakers navn og adresse
Birkenes	Olav Lien, Lien, 4760 BIRKELAND
Storgama	Per Øyvind Stokstad, 3855 TREUNGEN
Langtjern	Tone og Kolbjørn Sønsteby, 3539 FLÅ
Kårvatn	Erik Kårvatn, 6645 TODALEN
Dalelva	Roy Hallonen, Karpbukta, 9900 KIRKENES
Svartetjern	Henning Haukeland, 5984 MATREDAL
Øygardsbekken	Jan Tore Skårland, Tjødnaråsen, 4389 VIKESÅ

Id	Navn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		mndd		mS/m	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg N L ⁻¹	µekv L ⁻¹	mg CL ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg N L ⁻¹
928-2-20	Lille Hovvatn	1011	5,04	1,29	0,28	0,12	1,01	0,09	1,45	1,43	25	0	3,6	109	37	72	265
928-IV-3	Bjorvatn	528	5,50	2,40	1,10	0,37	2,01	0,39	3,36	2,88	145	6	3,6	115	71	44	410
928-IV-3	Bjorvatn	724	5,49	2,18	1,04	0,37	1,88	0,30	2,91	2,77	75	8	4,1	123	86	37	285
928-IV-3	Bjorvatn	827	5,41	2,28	1,03	0,38	1,93	0,33	3,02	2,87	100	8	3,7	126	80	46	320
1003-2-4	Saudlandsvatn	606	5,46	4,50	1,12	0,82	5,32	0,34	9,42	3,12	225	0	1,4	52	25	27	360
1003-2-4	Saudlandsvatn	827	6,02	4,09	1,09	0,78	5,16	0,33	9,18	3,31	2	18	2,7	12	8	4	235
1003-2-4	Saudlandsvatn	1113	5,77	4,39	1,09	0,85	5,33	0,44	9,52	3,14	175	4	2,1	54	29	25	370
1014-12	Sognevatn	604	6,04	2,86	1,53	0,49	2,69	0,77	4,04	2,64	180	36	4,9	69	61	8	440
1014-12	Sognevatn	1026	5,63	2,71	1,23	0,47	2,47	0,72	4,05	2,31	180	13	7,6	129	118	11	520
1111-3	Ljosvatn	605	4,89	4,04	0,48	0,54	4,51	0,21	7,67	2,53	350	0	0,67	163	9	154	445
1111-3	Ljosvatn	817	4,96	3,73	0,48	0,56	4,34	0,21	7,49	2,56	245	0	0,79	105	6	99	370
1111-3	Ljosvatn	1017	4,99	3,84	0,45	0,53	4,29	0,19	7,45	2,51	335	0	0,42	140	<5	138	420
1114-1-34	Lomstjørni	605	6,25	3,01	1,31	0,58	3,51	0,24	5,50	2,18	130	28	2,5	41	37	4	280
1114-1-34	Lomstjørni	1118	6,06	3,58	1,35	0,70	3,97	0,52	7,14	2,41	265	20	2,6	58	48	10	400
1154-601	Røyrvatn	621	5,49	1,63	0,44	0,23	1,76	0,10	2,88	1,28	115	2	1,3	42	24	18	210
1154-601	Røyrvatn	821	5,85	1,36	0,51	0,24	1,50	0,08	2,15	1,35	76	8	1,7	24	17	7	210
1154-601	Røyrvatn	1105	5,39	1,84	0,49	0,31	1,95	0,13	3,34	1,38	92	0	1,5	52	27	25	185
1266-999	Svartetjern	616	5,35	2,03	0,30	0,33	2,44	0,19	4,22	1,84	75	0	2,0	66	40	26	107
1266-999	Svartetjern	1027	5,17	2,11	0,30	0,33	2,47	0,17	3,92	1,34	28	0	4,0	128	93	35	165
1266-VII-4	Markusdalsvatn	611	5,17	2,51	0,33	0,36	2,96	0,23	4,81	1,81	93	0	1,8	76	28	48	190
1266-VII-4	Markusdalsvatn	905	5,02	1,87	0,23	0,24	2,11	0,08	2,86	1,55	31	0	5,2	130	95	35	230
1266-VII-4	Markusdalsvatn	1106	4,88	2,71	0,25	0,37	2,85	0,20	4,84	1,66	82	0	2,8	117	60	57	190
1418-601	Nystølvatn	606	5,68	0,82	0,41	0,12	0,78	0,09	1,26	0,65	66	3	0,37	13	6	7	116
1418-601	Nystølvatn	912	5,82	0,63	0,26	0,08	0,60	0,06	0,94	0,59	44	6	0,26	<5	<5		72
1418-601	Nystølvatn	924	5,77	0,66	0,28	0,08	0,64	0,07	0,95	0,58	47	5	0,32	10	<5	7,5	86
1927-3-1	Kapervatn	626	6,12	1,54	0,40	0,24	2,01	0,14	3,06	1,36	<1	11	0,53	12	9	3	29
1927-3-1	Kapervatn	925	6,00	1,88	0,56	0,31	2,43	0,17	3,83	1,50	<1	13	0,9	12	10	2	60
2030-801	Dalvatn	625	6,02	2,79	1,29	0,66	2,96	0,24	4,74	3,50	3	18	2,3	22	22	0	95
2030-801	Dalvatn	1013	6,14	2,93	1,21	0,66	3,02	0,22	4,81	3,67	4	26	2,4	24	20	4	131

Tabell E2. Analyseresultater for elver 2002

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
mndd		mS/m	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg N L ⁻¹	µekv L ⁻¹	mg C L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg N L ⁻¹

3.1 Gjerstadelva

118	6,21	2,85	2,15	0,46	2,26	0,37	3,48	3,10	255	37	5,5	115	103	12	490
215	6,03	2,67	1,80	0,39	2,15	0,35	3,36	2,69	215	33	5,5	123	88	35	450
315	6,14	2,85	2,06	0,44	2,40	0,39	3,83	2,87	230	34	5,1	108	97	11	445
401	6,19	2,68	2,11	0,43	2,25	0,43	3,45	2,76	220	37	5,1	102	91	11	540
415	6,14	2,59	2,22	0,42	2,20	0,40	3,36	2,71	220	34	4,9	91	78	13	430
502	5,96	2,46	2,12	0,40	1,99	0,40	2,98	2,66	215	35	4,7	86	75	11	460
514	6,12	2,38	1,98	0,39	1,96	0,43	2,87	2,55	220	33	5,2	82	74	8	425
603	6,03	2,77	1,97	0,38	1,82	0,40	2,37	2,50	170	29	5,7	90	81	9	395
715	6,19	2,09	1,71	0,35	1,68	0,34	2,03	2,33	105	44	5,8	79	75	4	340
819	6,31	2,05	1,86	0,37	1,68	0,32	1,96	2,25	77	46	6,2	65	59	6	330
916	6,35	2,09	1,76	0,34	1,66	0,31	2,10	2,41	97	51	5,4	53	50	3	321
1015	6,55	2,29	1,90	0,37	1,81	0,35	2,33	2,40	125	53	4,9	55	47	8	355
1114	6,14	2,37	1,91	0,40	1,79	0,45	2,44	2,85	225	31	6,4	98	88	10	475
1216	6,17	2,83	2,19	0,46	2,17	0,44	3,07	3,12	250	40	6,3	116	105	11	500

5.1 Nidelva

213	5,62	1,82	1,27	0,24	1,34	0,24	1,97	2,51	185	11	3,5	101	56	45	340
318	5,92	1,61	1,35	0,22	1,09	0,20	1,50	2,17	170	18	2,5	51	38	13	290
415	5,80	1,52	1,38	0,18	0,93	0,19	1,42	2,16	171	15	2,5	66	44	22	280
424	5,89	1,69	1,54	0,25	1,30	0,28	1,81	2,23	180	16	2,8	70	47	23	310
513	5,72	1,79	1,33	0,26	1,40	0,28	2,03	2,18	170	16	4,2	91	66	25	335
614	5,87	1,52	1,39	0,23	1,16	0,22	1,50	1,98	115	18	3,7	71	55	16	420
716	5,80	1,67	1,25	0,25	1,33	0,23	1,83	2,05	125	20	3,8	71	56	15	300
815	5,99	1,38	1,28	0,21	0,94	0,20	1,19	1,91	115	19	2,5	33	26	7	250
917	6,09	1,36	1,17	0,19	0,94	0,18	1,30	2,00	135	20	2,4	34	27	7	250
1023	6,21	2,14	1,73	0,36	1,44	0,63	2,17	2,48	310	34	4,0	59	58	1	565
1024	5,90	2,20	1,51	0,38	1,65	0,53	2,54	2,54	225	22	5,4	105	97	8	480
1025	5,90	2,07	1,47	0,34	1,62	0,37	2,47	2,38	185	20	4,7	87	77	10	395
1027	5,80	1,58	1,22	0,25	1,20	0,29	1,67	2,09	145	14	4,2	74	62	12	355
1118	5,82	1,56	1,25	0,23	1,07	0,25	1,45	2,03	150	12	3,6	83	64	19	295
1217	6,02	1,47	1,31	0,22	1,03	0,19	1,33	2,11	165	11	2,6	66	47	19	295

7.1 Tovdalselva

115	6,31	2,26	1,80	0,39	1,76	0,33	2,49	2,46	225	40	4,5	111	102	9	505
211	6,12	2,15	1,74	0,31	1,62	0,24	2,51	2,11	170	38	4,3	107	99	8	385
318	6,48	2,18	2,08	0,35	1,64	0,24	2,48	2,14	175	42	4,1	106	95	11	370
415	6,47	2,26	2,31	0,36	1,60	0,43	2,30	2,07	255	53	4,7	93	66	27	620
617	6,25	1,96	1,81	0,30	1,63	0,26	2,18	1,94	110	40	4,6	74	64	10	420
1218	6,50	2,29	2,19	0,32	1,69	0,33	2,33	2,20	170	53	4,7	93	85	8	445

11.1 Mandalselva

115	6,38	1,49	1,54	0,17	1,02	0,18	1,47	1,31	145	38	3,6	81	73	8	330
211	6,20	2,09	1,78	0,25	1,68	0,21	2,94	1,59	145	36	3,8	112	87	25	305
311	6,25	2,02	1,73	0,24	1,68	0,20	2,92	1,50	135	34	3,4	85	71	14	295
416	6,49	1,87	2,22	0,22	1,37	0,17	2,31	1,41	145	48	3,0	77	68	9	280
513	6,44	1,99	2,82	0,21	1,36	0,20	2,17	1,39	145	42	3,3	82	73	9	290
618	6,47	1,68	1,82	0,18	1,24	0,15	1,87	1,19	115	46	3,1	63	58	5	265
819	6,32	1,31	1,41	0,15	1,00	0,13	1,46	1,03	115	31	2,6	57	48	9	250
916	6,29	1,38	1,32	0,16	1,05	0,13	1,59	1,26	115	31	3,2	59	53	6	265
1015	6,32	1,46	1,42	0,17	1,15	0,17	1,74	1,27	135	36	2,8	51	45	6	295
1118	6,46	1,81	1,95	0,21	1,32	0,19	2,02	1,48	150	45	3,8	92	86	6	320
1217	6,50	1,77	1,90	0,21	1,24	0,18	1,81	1,42	160	44	3,3	74	65	9	335

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
mndd		mS/m	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg N L ⁻¹	µekv L ⁻¹	mg C L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg N L ⁻¹

57.3 Sæta

114	5,75	1,46	0,70	0,27	1,35	0,27	2,40	1,11	150	9	1,6	59	44	15	230
214	5,70	1,52	0,74	0,25	1,37	0,26	2,45	1,09	145	9	1,5	43	28	15	215
314	5,95	1,56	0,84	0,27	1,42	0,28	2,63	1,18	140	13	1,2	35	26	9	200
415	5,88	1,73	0,90	0,33	1,75	0,25	3,37	1,07	77	13	1,3	20	18	2	125
514	5,55	1,22	0,47	0,20	1,24	0,14	2,18	0,75	72	3	1,5	37	21	16	119
617	5,77	0,74	0,39	0,13	0,80	0,15	1,20	0,62	40	6	0,59	13	9	4	122
715	5,77	0,70	0,35	0,10	0,68	0,10	0,95	0,71	25	8	0,82	17	13	4	99
815	5,99	0,68	0,40	0,10	0,71	0,16	0,93	0,67	9	10	0,71	6	<5	3,5	98
916	6,04	0,75	0,41	0,11	0,73	0,12	1,02	0,78	31	12	1,1	16	14	2	108
1016	5,99	0,84	0,51	0,14	0,81	0,15	1,11	0,85	68	13	1,4	22	18	4	170
1118	5,94	1,26	0,72	0,22	1,10	0,22	1,77	1,17	140	12	1,5	36	30	6	200
1216	6,06	1,41	0,99	0,23	1,13	0,25	1,68	1,57	130	14	1,1	24	18	6	205

77.2 Øyensåa

102	6,01	7,34	1,77	1,46	9,28	0,31	18,60	2,51	37	22	3,1	42	36	6	140
201	5,93	6,41	1,57	1,22	8,10	0,29	15,80	2,21	31	23	2,9	33	20	13	123
305	6,10	4,85	1,37	0,89	6,45	0,35	11,70	1,84	19	23	3,4	35	34	1	149
506	5,84	3,93	1,18	0,69	5,11	0,33	8,84	1,43	12	20	3,8	37	39	0	220
703	6,36	3,69	1,15	0,66	4,82	0,25	8,55	1,40	<1	34	2,9	16	16	0	116
806	6,51	3,79	1,32	0,69	4,81	0,27	8,15	1,41	<1	49	2,9	9	7	2	131
905	6,27	3,76	1,27	0,70	4,88	0,31	7,38	1,71	<1	43	5,0	27	25	2	215
1007	6,23	3,79	1,16	0,68	4,83	0,24	7,71	1,93	9	40	6,4	46	41	5	235
1111	6,19	3,65	1,49	0,71	4,64	0,23	7,18	2,02	15	42	5,8	51	51	0	185
1204	6,43	3,99	1,71	0,80	5,15	0,27	7,86	2,13	22	53	5,8	45	44	1	205

90.1 Aurdøla

120	6,29	1,25	1,50	0,21	0,73	0,22	0,54	1,63	35	42	3,6	49	42	7	220
215	6,20	1,78	1,65	0,21	1,31	0,47	1,34	1,73	43	50	4,0	49	35	14	425
313	6,51	1,39	1,80	0,23	0,77	0,20	0,60	1,83	70	46	3,3	46	39	7	210
401	6,46	1,38	1,88	0,23	0,76	0,19	0,57	1,78	49	48	3,3	48	41	7	190
417	6,39	1,20	1,71	0,21	0,67	0,15	0,45	1,58	37	40	3,3	50	41	9	150
503	6,12	1,21	1,69	0,21	0,71	0,22	0,53	1,48	36	39	4,2	62	55	7	210
515	6,17	1,08	1,37	0,19	0,65	0,21	0,47	1,40	31	34	4,0	63	52	11	190
617	6,27	1,05	1,09	0,18	0,64	0,23	0,53	1,31	2	34	3,3	51	45	6	210
719	6,31	0,98	1,14	0,17	0,54	0,14	0,39	1,31	3	34	3,3	40	39	1	149
819	6,25	1,05	1,29	0,19	0,75	0,22	0,63	1,31	<1	40	3,5	43	36	7	185
918	6,29	1,05	1,20	0,18	0,65	0,18	0,48	1,34	2	42	3,2	34	30	4	170
1019	6,51	1,09	1,38	0,20	0,63	0,14	0,43	1,44	18	40	2,9	37	29	8	135
1117	6,42	1,17	1,37	0,20	0,64	0,15	0,44	1,56	26	40	3,1	38	32	6	160
1215	6,23	1,30	1,51	0,20	0,81	0,26	0,64	1,54	43	47	5,0	41	33	8	735

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
mndd		mS/m	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	µg N L ⁻¹	µekv L ⁻¹	mg C L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg L ⁻¹	µg N L ⁻¹

Øygardsbekken (OVELV 19;23)

107	5,17	3,33	0,56	0,53	3,87	0,22	6,64	2,25	235	0	1,4	99	38	61	310
116	5,13	2,94	0,48	0,46	3,35	0,16	5,24	2,26	285	0	1,4	90	40	50	365
205	5,05	3,95	0,55	0,61	4,36	0,23	8,14	2,13	200	0	1,3	178	24	154	265
219	4,99	4,26	0,58	0,65	4,73	0,23	9,33	2,12	200	0	1,1	136	26	110	250
304	4,94	4,60	0,60	0,70	5,22	0,27	9,98	2,05	180	0	1,0	119	29	90	250
318	4,95	4,52	0,60	0,69	5,18	0,28	9,64	2,11	255	0	0,97	150	26	124	315
407	5,03	4,28	0,67	0,66	4,94	0,24	9,36	2,12	215	0	0,91	117	22	95	260
415	5,10	4,29	0,73	0,70	4,87	0,22	9,45	2,16	200	0	0,86	66	15	51	270
501	4,98	3,98	0,75	0,62	4,58	0,25	8,28	2,15	200	0	1,0	100	25	75	250
520	5,16	3,85	0,69	0,62	4,64	0,21	8,29	2,26	140	0	0,8	47	13	34	185
607	5,23	3,49	0,61	0,56	4,18	0,18	7,15	2,21	155	0	0,96	53	17	36	205
618	5,23	3,21	0,56	0,50	3,90	0,17	6,55	2,23	135	0	1,2	66	27	39	200
708	5,40	2,77	0,46	0,44	3,50	0,11	5,36	2,37	80	0	1,5	65	28	37	170
716	5,39	2,52	0,42	0,39	3,20	0,09	4,71	2,34	62	0	1,8	60	42	18	155
805	5,45	2,67	0,55	0,44	3,45	0,17	5,00	2,55	82	3	1,4	35	22	13	190
819	5,90	2,50	0,50	0,43	3,22	0,13	4,79	2,49	82	12	1,4	13	9	4	170
907	5,44	2,37	0,45	0,38	3,15	0,09	4,61	2,52	71	0	1,8	58	36	22	170
918	5,66	2,53	0,49	0,42	3,27	0,10	4,74	2,52	90	5	1,3	35	23	12	160
1007	5,65	2,66	0,58	0,47	3,51	0,13	5,32	2,40	105	6	1,3	39	25	14	185
1015	5,71	2,93	0,64	0,51	3,50	0,15	5,81	2,43	130	2	1,0	30	18	12	190
1118	5,24	3,24	0,59	0,54	3,90	0,20	6,58	2,41	160	0	1,6	75	37	38	230
1216	5,58	3,49	0,81	0,66	4,28	0,18	6,90	2,64	220	2	1,2	47	23	24	280

Tabell E4. Årsmidler av innsjøer ("100/200"-sjøer). Verdiene er et gjennomsnitt av alle observasjoner i den angitte regionen.

76 sjøer fra hele landet																			
År	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	SO ₄ mg L ⁻¹	NO ₃ µg N L ⁻¹	Alk µekv L ⁻¹	RAI µg L ⁻¹	IIAI µg L ⁻¹	LAI µg L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	Tot-N µg N L ⁻¹	H ⁺ µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹	CM ⁺ µekv L ⁻¹	SO ₄ [*] µekv L ⁻¹	Na ⁺ µekv L ⁻¹
1986	5.04	0.76	0.38	2.04	0.21	3.5	3.3	88	4	104	36	68	2.6		9.0	-10	47	59	6
1987	4.97	0.73	0.36	2.00	0.20	3.3	3.0	85	5	118	31	86	3.1		10.6	-4	44	54	8
1988	4.96	0.71	0.35	1.84	0.18	3.0	2.8	91	6	117	31	85	3.2		11.0	0	45	49	7
1989	5.04	0.72	0.40	2.24	0.22	3.8	3.1	103	3	106	20	86	2.1		9.1	-6	44	53	7
1990	4.99	0.68	0.39	2.26	0.19	3.9	2.9	82	3	116	28	88	2.7	214	10.1	-5	41	48	6
1991	5.03	0.75	0.39	2.36	0.22	4.1	3.0	97	5	109	36	73	2.6	219	9.3	-7	43	51	6
1992	5.05	0.78	0.40	2.45	0.20	4.1	2.9	86	6	120	46	73	2.9	227	8.8	1	45	49	8
1993	5.07	0.81	0.43	3.03	0.21	5.1	2.9	91	7	132	50	81	2.9	241	8.5	2	44	46	10
1994	5.18	0.73	0.38	2.56	0.20	4.1	2.7	89	9	111	48	63	3.0	234	6.6	7	42	44	12
1995	5.15	0.71	0.37	2.28	0.19	3.8	2.6	89	9	102	46	56	2.9	215	7.1	3	42	43	9
1996	5.15	0.75	0.38	2.13	0.20	3.5	2.6	96	10	100	52	48	3.4	242	7.1	5	46	45	8
1997	5.23	0.77	0.39	2.28	0.20	4.0	2.5	77	10	93	46	47	3.3	224	5.8	4	44	40	4
1998	5.28	0.74	0.34	2.05	0.20	3.3	2.2	72	11	94	57	38	3.6	226	5.3	14	43	36	9
1999	5.25	0.70	0.33	1.96	0.19	3.2	2.2	75	11	94	58	36	3.6	225	5.6	11	41	36	9
2000	5.12	0.66	0.33	2.26	0.20	3.6	1.9	73	6	98	59	39	3.7	227	7.5	15	36	30	11
2001	5.24	0.67	0.32	2.07	0.20	3.3	1.9	77	11	89	59	30	3.8	236	5.7	15	38	30	10
2002	5.38	0.74	0.36	2.21	0.19	3.5	1.9	75	12	76	46	30	3.4	223	4.2	24	44	29	12
190 sjøer fra hele landet																			
1995	5.18	0.62	0.32	1.92	0.17	3.1	2.1	70	11	80	41	39	2.7	192	6.7	7	37	35	9
1996	5.18	0.68	0.34	1.83	0.18	3.0	2.2	75	13	81	46	35	3.2	214	6.5	10	42	38	8
1997	5.27	0.71	0.35	2.02	0.19	3.6	2.1	59	13	75	40	35	3.0	205	5.3	9	41	33	5
1998	5.32	0.67	0.31	1.79	0.19	2.9	1.9	59	13	75	48	27	3.2	207	4.8	16	40	31	8
1999	5.31	0.66	0.31	1.73	0.19	2.8	1.9	62	14	74	48	27	3.2	209	4.9	15	40	31	9
2000	5.18	0.61	0.29	1.95	0.19	3.1	1.7	62	9	76	49	28	3.2	211	6.6	18	35	26	11
2001	5.28	0.63	0.29	1.84	0.19	2.9	1.7	60	14	72	50	22	3.5	214	5.2	18	36	26	10
2002	5.42	0.72	0.34	1.97	0.19	3.1	1.7	60	16	62	40	22	3.2	213	3.8	29	44	25	11
Region I. Østlandet – Nord (n = 1)																			
1986	5.34	0.92	0.15	0.51	0.15	0.4	2.6	4	0	42	32	10	5.1		4.6	19	56	53	12
1987	4.66	0.95	0.14	0.44	0.17	0.5	2.5	19	0	70	46	24	8.9		21.9	15	56	51	7
1988	4.93	0.95	0.15	0.47	0.12	0.5	2.4	41	0	73	36	37	6.2		11.7	16	56	49	8
1989	5.19	0.88	0.15	0.45	0.17	0.5	2.7	20	0	46	24	22	4.0		6.5	8	53	55	7
1990	5.22	0.84	0.15	0.55	0.15	0.5	2.5	6	0	48	23	25	4.0	183	6.0	15	51	51	12
1991	5.29	0.92	0.15	0.58	0.17	0.6	2.5	6	0	17	17	0	4.2	164	5.1	18	54	50	11
1992	5.22	1.06	0.17	0.61	0.19	0.7	2.7	22	0	50	42	8	4.7	261	6.0	21	62	54	10
1993	5.05	0.97	0.13	0.58	0.17	0.6	2.4	16	0	60	51	9	6.8	250	8.9	21	55	48	11
1994	5.46	0.92	0.12	0.61	0.18	0.5	2.1	7	12	55	48	7	5.9	245	3.5	29	52	42	14
1995	5.54	0.88	0.15	0.53	0.17	0.5	2.2	7	10	43	40	3	4.5	210	2.9	23	53	44	11

År	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	SO ₄ ⁻² mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µg N L ⁻¹	Alk µekv L ⁻¹	RAI µg L ⁻¹	IIAI µg L ⁻¹	LAI µg L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	Tot-N µg N L ⁻¹	H ⁺ µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹	CM ⁺ µekv L ⁻¹	SO ₄ ⁻² µekv L ⁻¹	Na ⁺ µekv L ⁻¹
1996	5.34	0.99	0.16	0.53	0.19	0.6	2.4	5	8	50	50	0	5.6	205	4.6	23	59	48	9
1997	5.30	0.98	0.15	0.54	0.17	0.6	2.2	4	12	45	42	3	7.2	220	5.0	26	57	44	9
1998	5.44	1.04	0.16	0.58	0.18	0.6	1.9	4	10	52	52	0	6.1	245	3.6	38	61	38	11
1999	5.29	1.06	0.14	0.52	0.16	0.6	1.8	4	10	65	63	2	8.1	470	5.1	36	60	36	8
2000	5.18	0.91	0.13	0.57	0.17	0.6	1.6	15	0	67	65	2	6.9	235	6.6	34	52	32	10
2001	5.32	0.88	0.13	0.58	0.15	0.4	1.3	12	6	65	63	2	7.4	205	4.8	44	52	26	16
2002	5.93	1.02	0.16	0.58	0.16	0.5	1.4	2	18	37	33	4	5.1	200	1.2	50	61	28	13

Region I. Østlandet – Nord (n = 6)

1995	5.61	0.58	0.11	0.42	0.15	0.3	1.5	7	12	31	26	5	3.4	223	2.5	19	36	31	11
1996	5.62	0.78	0.17	0.47	0.20	0.5	1.8	18	23	38	38	1	3.7	225	2.4	26	49	36	9
1997	5.55	0.75	0.13	0.47	0.16	0.6	1.6	6	18	38	28	10	4.4	209	2.8	22	44	32	9
1998	5.70	0.68	0.11	0.47	0.15	0.3	1.4	7	17	38	33	5	3.5	225	2.0	29	41	27	12
1999	5.68	0.78	0.14	0.48	0.20	0.4	1.6	11	24	37	34	3	3.9	300	2.1	32	48	31	11
2000	5.60	0.82	0.15	0.53	0.18	0.4	1.5	23	18	44	39	5	3.7	229	2.5	36	50	30	13
2001	5.66	0.56	0.10	0.43	0.15	0.3	1.1	9	14	39	36	3	3.8	185	2.2	27	34	21	11
2002	5.88	0.76	0.15	0.51	0.16	0.3	1.1	7	23	31	27	5	4.1	298	1.3	43	48	23	14

Region II. Østlandet – Sør (n = 15)

1986	4.93	1.17	0.46	1.85	0.31	2.7	5.0	69	4	189	82	107	6.4		11.6	-2	78	97	15
1987	4.75	1.04	0.40	1.61	0.27	2.3	4.6	70	0	223	73	150	7.9		17.6	-3	70	89	15
1988	4.72	1.03	0.39	1.53	0.25	2.3	4.0	78	0	226	76	150	8.0	281	19.2	4	69	77	12
1989	4.92	1.06	0.43	1.80	0.31	2.8	4.7	75	0	183	46	137	5.1	269	12.1	-7	71	90	11
1990	4.80	1.10	0.47	2.25	0.27	3.2	4.4	68	0	224	69	156	6.7	306	15.9	0	73	82	9
1991	4.86	1.19	0.47	2.25	0.30	3.6	4.7	69	1	208	97	111	6.5	307	13.7	-2	75	87	10
1992	4.89	1.27	0.47	2.36	0.30	3.6	4.6	61	1	232	115	117	7.2	314	12.8	11	79	85	16
1993	4.90	1.18	0.42	2.45	0.27	3.6	4.1	57	1	237	138	99	7.8	329	12.7	16	72	75	19
1994	5.00	1.14	0.41	2.26	0.26	3.1	4.1	58	5	218	120	98	7.7	326	10.0	18	72	77	22
1995	5.03	1.12	0.42	2.12	0.26	3.0	3.8	63	5	199	109	90	7.2	308	9.2	21	72	71	20
1996	4.99	1.18	0.44	2.06	0.28	3.1	3.9	70	5	193	114	79	8.2	343	10.1	18	76	73	15
1997	5.12	1.18	0.44	2.10	0.27	3.3	3.7	54	9	180	109	71	8.0	324	7.5	19	74	66	11
1998	5.07	1.10	0.40	2.04	0.26	3.0	3.1	42	9	202	142	61	9.4	340	8.4	32	70	56	17
1999	5.00	0.97	0.35	1.79	0.25	2.5	2.9	47	5	200	141	59	9.3	335	10.0	26	63	53	16
2000	4.87	0.95	0.32	2.01	0.25	3.0	2.5	56	1	213	153	60	9.8	345	13.5	28	56	43	15
2001	5.00	0.89	0.30	1.73	0.23	2.4	2.2	58	5	193	144	49	9.7	325	10.0	32	54	39	16
2002	5.15	0.93	0.35	1.90	0.25	2.6	2.3	53	7	173	117	55	8.6	316	7.1	40	60	39	19

Region III. Østlandet – Sør (n = 25)

1995	4.99	1.08	0.38	1.76	0.24	2.4	3.4	60	7	181	114	68	7.8	318	10.3	24	70	64	18
1996	4.89	1.13	0.41	1.75	0.26	2.6	3.6	59	6	180	121	59	9.5	338	12.8	22	74	67	14
1997	5.07	1.13	0.40	1.80	0.26	2.8	3.3	47	10	167	111	56	8.8	326	8.6	24	72	60	11
1998	4.99	1.04	0.35	1.70	0.29	2.4	2.7	41	8	189	143	46	10.1	348	10.1	36	66	49	16
1999	4.99	0.97	0.32	1.49	0.24	2.0	2.6	42	7	186	139	46	10.0	338	10.2	32	63	47	15
2000	4.77	0.91	0.28	1.63	0.24	2.4	2.2	52	2	191	146	45	10.6	342	16.9	30	55	38	14

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

År	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	SO ₄ mg L ⁻¹	NO ₃ µg N L ⁻¹	Aik µekv L ⁻¹	RAI µg L ⁻¹	IIAI µg L ⁻¹	LAI µg L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	Tot-N µg N L ⁻¹	H ⁺ µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹	CM ⁺ µekv L ⁻¹	SO ₄ ⁺ µekv L ⁻¹	Na ⁺ µekv L ⁻¹
1999	6.10	1.09	0.56	2.44	0.22	4.2	3.5	15	26	14	11	3	1.4	85	0.8	20	73	61	6
2000	6.09	1.03	0.51	2.45	0.21	3.8	3.1	9	17	12	7	4	1.3	103	0.8	34	69	53	14
2001	6.22	1.09	0.55	2.75	0.25	4.4	3.3	13	30	10	7	3	1.6	155	0.6	31	71	56	12
2002	6.20	1.21	0.57	2.61	0.21	4.1	3.2	5	29	9	6	3	1.4	95	0.6	43	80	54	13
Region X. Øst Finnmark (n = 23)																			
1995	6.14	1.27	0.63	2.44	0.22	3.8	3.7	6	41	16	12	5	1.7	101	0.7	40	90	66	13
1996	6.12	1.31	0.68	2.46	0.22	4.0	3.6	9	43	17	12	5	1.7	99	0.8	46	95	64	11
1997	6.05	1.29	0.65	2.45	0.23	4.2	3.7	9	34	13	10	3	1.6	108	0.9	36	91	64	7
1998	6.20	1.28	0.63	2.49	0.24	4.1	3.5	9	40	12	8	4	1.5	97	0.6	40	89	61	9
1999	6.15	1.24	0.62	2.40	0.24	3.9	3.6	11	39	16	13	4	1.6	89	0.7	37	87	64	10
2000	6.17	1.19	0.56	2.35	0.23	3.5	3.1	7	30	14	9	5	1.5	104	0.7	49	83	55	18
2001	6.26	1.21	0.59	2.50	0.25	3.8	3.4	10	42	13	9	3	1.8	134	0.6	45	84	59	16
2002	6.25	1.45	0.68	2.52	0.23	3.9	3.3	4	48	12	7	4	1.6	103	0.6	65	102	58	16

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

År	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	SO ₄ mg L ⁻¹	NO ₃ µg N L ⁻¹	Alk µekv L ⁻¹	RAI µg L ⁻¹	IIAI µg L ⁻¹	LAI µg L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	Tot-N µg N L ⁻¹	H ⁺ µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹	CM ⁺ µekv L ⁻¹	SO ₄ ⁺ µekv L ⁻¹	Na ⁺ µekv L ⁻¹	
1982	6.09	1.18	0.72	5.22	0.39	9.1	2.2	37	35.1	62	72	-10			0.8	56	59	14	8	
1983																				
1984																				
1985																				
1986	6.10	0.96	0.56	3.67	0.24	6.4	1.7	26	24.7	46	44	3	4.9		0.8	43	52	17	6	
1987	5.97	0.92	0.63	4.41	0.29	7.8	1.8	19	25.1	44	35	10	4.3		1.1	40	47	18	4	
1988	5.99	0.98	0.60	3.95	0.26	6.8	1.8	21	31.7	52	37	15	5.3	195	1.0	45	53	14	7	
1989	5.64	1.00	0.97	6.67	0.29	13.0	2.3	8	10.4	51	29	23	3.6	124	2.3	10	44	11	-26	
1990	5.86	0.82	0.62	4.98	0.25	8.8	1.9	14	12.1	44	28	16	3.6	142	1.4	24	34	14	3	
1991	6.04	1.01	0.67	4.97	0.28	8.7	1.8	13	25.5	44	38	7	4.2	160	0.9	46	49	13	6	
1992	5.81	1.02	0.80	6.06	0.26	10.9	2.0	11	16.1	54	49	6	4.3	125	1.5	37	45	9	-1	
1993	5.90	1.11	0.82	6.73	0.27	11.7	2.0	16	21.1	52	48	3	4.0	148	1.3	50	46	7	10	
1994	6.06	1.03	0.56	4.60	0.27	7.0	1.5	15	40.0	58	57	2	5.2	177	0.9	75	52	10	30	
1995	6.04	0.92	0.63	4.70	0.23	7.9	1.6	18	27.4	56	55	0	4.1	139	0.9	49	45	10	12	
1996	6.30	1.09	0.57	3.92	0.22	6.5	1.3	9	44.4	41	39	2	4.9	163	0.5	67	59	9	14	
1997	5.97	0.93	0.66	4.68	0.25	8.9	1.6	12	26.6	34	35	-2	3.5	126	1.1	26	43	8	-11	
1998	6.10	0.94	0.53	3.96	0.27	6.8	1.3	13	37.7	41	41	1	4.5	172	0.8	49	46	8	7	
1999	6.22	0.97	0.50	3.41	0.20	5.5	1.2	15	37.5	48	47	0	4.8	168	0.6	61	53	9	15	
2000	5.96	1.25	0.99	6.15	0.27	12.8	1.9	12	17.9	49	49	0	3.9	146	1.1	18	60	2	-41	
2001	6.37	1.11	0.64	4.48	0.31	7.6	1.4	13	43.6	50	49	1	5.6	209	0.5	67	58	6	-41	
2002	6.14	1.40	0.85	5.81	0.29	10.2	1.9	15	34.7	34	31	3	4.2	172	0.7	73	73	9	14	
Aurdøla (90.1)																				
1986	5.98	1.23	0.21	0.59	0.17	0.4	2.6	49	20.3	65	51	15	3.8		1.0	39	76	54	16	
1987	5.97	1.09	0.19	0.57	0.13	0.4	2.4	28	19.8	65	41	24	3.1		1.1	34	68	50	15	
1988	5.95	1.12	0.19	0.55	0.13	0.4	2.3	46	22.8	82	46	36	3.5	190	1.1	35	69	47	14	
1989	6.06	1.15	0.21	0.64	0.20	0.6	2.6	40	26.9	57	30	26	3.0	195	0.9	33	70	52	13	
1990	6.13	1.12	0.20	0.63	0.16	0.5	2.5	28	24.4	50	29	21	2.9	168	0.7	35	69	50	15	
1991	6.16	1.24	0.21	0.65	0.17	0.6	2.5	30	31.3	45	31	14	2.6	168	0.7	42	75	49	14	
1992	6.20	1.31	0.22	0.72	0.19	0.7	2.5	26	31.6	49	38	11	3.0	169	0.6	46	79	49	13	
1993	6.12	1.32	0.21	0.73	0.16	0.7	2.3	32	35.0	62	52	10	3.3	212	0.8	50	78	45	16	
1994	6.05	1.35	0.20	0.74	0.16	0.6	2.2	45	36.6	66	56	10	3.4	204	0.9	57	81	43	19	
1995	6.25	1.30	0.20	0.73	0.16	0.6	2.2	38	37.9	61	51	10	3.3	200	0.6	52	78	44	17	
1996	6.25	1.32	0.21	0.71	0.32	0.8	2.2	43	41.0	60	53	7	4.1	237	0.6	51	78	44	13	
1997	6.27	1.33	0.21	0.75	0.28	0.8	2.2	40	42.1	48	39	8	3.7	228	0.5	54	79	44	15	
1998	6.30	1.29	0.21	0.82	0.21	0.8	2.0	45	41.6	53	46	7	3.5	219	0.5	55	77	40	16	
1999	6.30	1.29	0.19	0.67	0.18	0.5	1.9	41	39.3	60	50	10	3.3	192	0.5	56	77	39	16	
2000	6.30	1.24	0.19	0.73	0.22	0.6	1.8	30	33.8	58	51	8	3.4	220	0.5	58	73	35	17	
2001	6.32	1.14	0.17	0.77	0.25	0.7	1.6	38	38.4	57	47	10	3.4	224	0.5	55	66	32	17	
2002	6.30	1.47	0.20	0.73	0.21	0.6	1.5	28	41.1	47	39	7	3.6	239	0.5	77	86	30	18	

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

År	Vann mm	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	SO ₄ ⁻² mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µg N L ⁻¹	Alk µekv L ⁻¹	RAI µg L ⁻¹	IIAI µg L ⁻¹	LAI µg L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	Tot-N µg N L ⁻¹	NH ₄ ⁺ µg N L ⁻¹	H ⁺ µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹	CM* µekv L ⁻¹	SO ₄ * µekv L ⁻¹	Na* µekv L ⁻¹
1986	464	4.92	1.07	0.17	0.61	0.18	0.5	2.4	24	1.5	187	145	42	10.7	304		12.0	33	65	48	14
1997	460	4.88	1.06	0.17	0.59	0.09	0.5	2.1	19	2.0	200	168	32	11.5	281		13.2	34	63	43	13
1998	629	4.90	0.88	0.14	0.51	0.08	0.4	1.7	20	1.0	171	144	27	10.26	256		12.6	32	52	33	12
1999	671	4.91	0.82	0.13	0.47	0.10	0.4	1.5	18	0.4	162	138	25	9.6	251		12	30	49	31	11
2000	829	4.88	0.87	0.13	0.49	0.11	0.5	1.3	15	0	155	136	19	9.5	252		13	36	51	26	10
2001	645	4.96	0.74	0.11	0.48	0.12	0.4	1.1	17	1.4	145	125	20	8.9	230		11	34	43	22	11
2002	525	4.96	0.79	0.12	0.51	0.12	0.4	1.1	13	1.3	146	126	19.4	9.8	231		11	40	47	22	14

Kårvatn (KAE01)

1980	1362	5.93	0.39	0.14	1.05	0.15	1.8	0.8	32	19.8	22	18	3	1.3			1.2	12	20	11	3	
1981	1716	5.96	0.46	0.20	1.50	0.14	2.7	1.0	12	15.2	25	15	6	1.1		10	1.1	11	22	13	1	
1982	1437	6.02	0.44	0.17	1.14	0.12	1.8	0.8	17	24.6	21	13	6	1.1		6	1.0	20	24	11	6	
1983	2245	6.05	0.40	0.16	1.00	0.10	1.7	0.6	12	14.3	14	12	4	0.7			0.9	18	22	7	2	
1984	1679	6.01	0.43	0.18	1.34	0.12	2.1	0.7	12	12.6	17	12	4	0.8			1.0	22	23	9	7	
1985	1736																					
1986	1683	6.10	0.40	0.13	0.83	0.12	1.2	0.9	14	12.2	20	18	3	1.3			0.8	16	22	14	6	
1987	1962	6.12	0.43	0.17	1.13	0.12	1.9	0.8	15	13.7	21	15	6	1.1			0.8	17	23	12	3	
1988	2154	6.06	0.39	0.15	0.93	0.11	1.4	0.7	15	17.1	19	13	6	1.1			0.9	19	23	11	6	
1989	2123	5.99	0.46	0.21	1.48	0.13	2.8	0.8	12	12.8	16	12	4	0.7			1.0	10	22	9	-4	
1990	2131	6.05	0.38	0.16	1.16	0.11	2.0	0.8	18	8.6	16	11	4	0.8			0.9	11	19	10	1	
1991	1687	6.16	0.42	0.15	1.00	0.12	1.6	0.6	13	18.4	20	17	3	1.1			0.7	20	23	9	4	
1992	2231	5.98	0.41	0.18	1.32	0.12	2.5	0.8	14	10.8	19	15	4	0.9			1.0	10	19	9	-3	
1993	1845	6.04	0.43	0.16	1.21	0.11	1.9	0.7	18	13.4	18	17	2	0.9			0.9	20	22	9	6	
1994	1634	6.14	0.39	0.13	1.02	0.14	1.4	0.6	18	18.4	23	20	3	1.1			0.7	23	21	9	9	
1995	2261	6.12	0.39	0.16	1.13	0.12	2.0	0.7	16	16.6	18	17	1	0.8			0.8	14	20	8	2	
1996	1302	6.10	0.38	0.13	0.86	0.11	1.4	0.6	18	18.3	20	18	2	0.8	58		0.8	17	20	8	3	
1997	2505	6.09	0.39	0.17	1.15	0.13	2.1	0.6	18	17.4	17	14	3	1.0	82		0.8	14	19	6	-1	
1998	1698	6.13	0.44	0.13	0.91	0.11	1.4	0.6	22	22.5	17	16	1	0.87	80		0.7	21	24	9	6	
1999	1501	6.13	0.45	0.14	0.95	0.11	1.4	0.5	24	21.3	18	16	1	0.9	65		1	24	24	7	7	
2000	1899	6.09	0.53	0.22	1.59	0.15	2.9	0.7	19	14	18	15	3	0.7	56		1	19	25	6	-2	
2001	1347	6.22	0.49	0.17	1.22	0.15	1.9	0.6	22	21	18	16	2	1.1	68		1	27	26	7	6	
2002	2660	6.25	0.78	0.24	1.49	0.15	2.6	0.7	29	26	13	11	2	0.78	65		0.6	38	41	7	6	

Dalelva (DALELV)

1989	378	5.65	1.46	0.94	3.28	0.26	5.8	5.8	12	13.0	54	33	21	3.4			2.2	15	112	104	8
1990	309	5.62	1.50	0.96	3.47	0.31	6.1	5.6	9	10.8	62	42	20	3.7			2.4	21	114	100	6
1991	307	5.87	1.52	0.93	3.59	0.27	6.1	5.5	6	18.7	59	47	12	3.6			1.3	30	113	98	11
1992	468	5.83	1.56	0.98	3.84	0.30	6.7	5.3	13	18.1	61	55	6	3.7			1.5	31	114	92	7
1993	369	5.74	1.58	0.97	4.25	0.32	7.2	5.0	16	16.9	52	49	3	3.5			1.8	44	111	83	14
1994	288	5.90	1.48	0.86	3.87	0.25	5.9	4.9	9	24.7	51	48	3	3.5			1.3	50	106	85	25
1995	421	5.93	1.41	0.81	3.43	0.23	5.4	4.9	11	25.9	63	62	1	3.8			1.2	37	102	86	19
1996	483	5.64	1.32	0.82	3.59	0.24	6.2	4.2	10	16.0	68	62	6	4.4	151		2.3	31	92	70	11
1997	385	5.80	1.37	0.83	3.62	0.29	6.3	4.4	14	22.3	52	51	0	3.7	135		1.6	31	95	74	7

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002 (TA-1985/2003)

År	Vann mm	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	SO ₄ mg L ⁻¹	NO ₃ µg N L ⁻¹	AIK µekv L ⁻¹	RAI µg L ⁻¹	IIAI µg L ⁻¹	LAI µg L ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	TotN µg N L ⁻¹	NH ₄ µg N L ⁻¹	H ⁺ µekv L ⁻¹	ANC µekv L ⁻¹	CM* µekv L ⁻¹	SO ₄ * µekv L ⁻¹	Na* µekv L ⁻¹
1998	404	5.84	1.33	0.80	3.58	0.27	6.1	4.3	12	25.1	48	47	2	3.8	133		1.5	33	92	73	10
1999	366	5.95	1.34	0.77	3.32	0.27	5.2	4.3	11	26.2	53	52	0	3.8	133		1.1	44	96	75	18
2000	583	5.77	1.15	0.69	3.13	0.31	4.8	3.7	9	13.7	63	63	0	4.3	154		1.7	45	83	63	20
2001	402	6.02	1.26	0.73	3.20	0.31	4.9	4.1	10	27.3	54	52	1	4.4	141		1.0	46	91	72	22
2002	471	5.90	1.55	0.81	3.51	0.27	5.5	4.0	8	28.1	46	44	1	3.7	128		1.3	65	108	68	21

SVartetjern (SVART01)

1994	1117	5.04	0.24	0.26	2.52	0.15	3.8	1.7	34	0.0	123	93	30	3.2	145.5		9.2	3	8	24	18
1995	3329	5.02	0.25	0.30	2.47	0.17	4.1	1.5	34	0.7	108	75	33	2.7	136.4		9.6	0	11	20	9
1996	1673	5.14	0.22	0.22	1.69	0.17	2.4	1.6	43	1.2	113	83	30	3.6	179.2		7.2	3	14	26	16
1997	3029	4.98	0.27	0.37	2.56	0.21	5.0	1.4	32	0.4	104	59	46	2.3	125		10.4	-12	11	16	-8
1998	3223	5.20	0.23	0.22	1.76	0.12	2.7	1.3	30	1.8	106	79	27	3.15	147		6.3	3	12	18	10
1999	2847	5.08	0.27	0.28	2.12	0.15	3.8	1.2	29	0.7	110	73	37	2.7	129		8.4	0	13	14	2
2000	2988	4.98	0.29	0.34	2.94	0.17	5.3	1.3	26	0	121	75	46	2.6	122		11	-6	7	12	-1
2001	2417	5.22	0.25	0.23	2.08	0.16	3.1	1.3	34	2	119	92	27	3.8	165		6	9	11	17	15
2002	1976	5.11	0.27	0.31	2.34	0.18	4.1	1.2	36	0.5	98	63	34	2.7	134		7.7	3	12	13	7

Øygardsbekken (OVELV 19;23)

1993	1476	4.86	0.73	0.83	6.61	0.18	12.48	3.1	168	0.0	247	25	223	1.15	315		13.7	-31	25	27	6
1994	1901	4.97	0.57	0.54	4.68	0.15	7.45	3.5	160	0.0	137	34	104	1.28	245		10.7	-14	24	50	23
1995	1854	5.02	0.52	0.51	4.12	0.15	6.84	2.9	168	0.8	132	37	95	1.20	252		9.5	-14	23	40	14
1996	1459	5.20	0.48	0.43	2.92	0.21	4.63	3.0	168	1.9	86	34	52	1.74	300		6.3	-14	29	50	15
1997	2008	5.10	0.58	0.57	3.83	0.26	7.62	2.6	125	4.0	117	28	89	1.32	295		7.9	-28	26	31	2
1998	2339	5.18	0.46	0.41	3.02	0.13	4.93	2.6	135	0.6	91	34	57	1.52	228		6.5	-11	24	39	12
1999	2170	5.10	0.57	0.58	3.99	0.17	7.70	2.5	159	0.5	135	33	102	1.35	264		8.0	-26	25	29	5
2000	2482	5.03	0.54	0.57	4.52	0.20	8.63	2.4	124	0.0	129	41	88	1.45	209		9.4	-27	19	24	7
2001	1815	5.22	0.49	0.43	3.38	0.19	5.62	2.3	179	0.8	82	37	45	1.56	263		6.1	-8	23	31	11
2002	1787	5.16	0.58	0.56	4.09	0.19	7.11	2.3	179	1.4	93	28	65	1.26	248		7.0	-3	28	27	10

Vedlegg F. Planktoniske og litorale krepsdyr

Tabell F1. Planktoniske og litorale krepsdyr. Artsliste for ti Gruppe 1-sjøer (overvåkes årlig), x: 2002 og tidligere, +: ikke i 2002, men tidligere, o: kun i 2002. Registreringer i forbindelse med andre undersøkelser er angitt med siste registreringsår.

Lokalitet	I-1*	II-10	IV-3*	IV-5	V-1	V-4	VI-3	VII-4	VII-8	VIII-1
	Atnsjøen	Ø. Jerpetj	Bjørvatn	L. Hovv	Saudland	Ljosv	Røyrv	Markusv	Nystolv	Svartdalsv
Cladocera										
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T	+		x		x		+	x		
Latona setifera (O.F.M.)			+	+			+			
Sida crystallina (O.F.M.)	x	x	x	x	x	+	x	x		
Holopedium gibberum Zaddach	x	+	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	1998		x	+	x					
Daphnia longispina (O.F.M.)	x				o					x
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	x	x	+		+	+	x	+		
Simocephalus vetula (O.F.M.)	+		+		+					
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)		x	x	x	+	x	x	+		
Iloocyptus acutifrons Sars			o							
Iloocyptus sordidus (Liév.)		+				+				
Lathonura rectirostris (O.F.M.)			o							
Ophryoxus gracilis Sars	x	x	+		+					
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)			+		x		+			+
Acroperus harpae (Baird)	x	x	x	+	x	x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x	x	x	x	x	+	x	x	x	x
Alona guttata Sars		x	x	+	x	x		x		
Alona intermedia Sars	1999				x					
Alona rustica Scott	+	x	x	x	x	x	x	x	x	+
Alonella excisa (Fischer)	x	x	x	x	x	x	x	x	+	x
Alonella exigua (Fischer)			+							
Alonella nana (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler							+			
Chydorus gibbus Lilljeborg							+			
Chydorus latus Sars	+				+		+	+	+	o
Chydorus piger Sars		+	+		x		x	+		
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	+	x	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x		x	+	x		x	x	+	+
Graptoleberis testudinaria (Sars)	o		+		x		+			
Monospiulus dispar					x					
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)		+	x		o					
Pseudochydorus globosus (Baird)	+						+			
Rhynchotalona falcata Sars	+	x	+	x	x	x	x	x		
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x	o	x	+	x	x		
Bythotrephes longimanus Leydig	x		x		x		+			
Leptodora kindtii Focke			o							
Copepoda										
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)	<2000									
Eudiptomus gracilis Sars			x	x	x	x	+	x		
Arctodiptomus laticeps (Sars)	x									
Hetercope appendiculata Sars	1998									
Hetercope saliens (Lillj.)	x	x		x	+	x	x	x	+	
Calanoida indet.									o	+
Macrocyclops albidus (Jur.)	x	x	x		x	+	x	+	+	
Macrocyclops fuscus (Jur.)		+	+	+	+	x	x	+		
Eucyclops denticulatus (A.Graet.)			1993							
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	+	+	+	x		x	+	x	x
Eucyclops speratus (Lillj.)					+		+			
Paracyclops affinis Sars		x	+		x					
Paracyclops fimbriatus (Fisch.)			o		x		+	+		
Cyclops abyssorum									o	
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	+	x	+	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)	o		+	+			+		+	+
Megacyclops viridis (Jur.)	<2000	+	+		x					
Megacyclops sp.	+				x	+				
Acanthocyclops capillatus Sars	x	x		+						+
Acanthocyclops robustus Sars	x	x	1992		x	x	x	x		+
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)	o		o			+	+	+		+
Diaicyclops languidus (Sars)					+	o			o	
Diaicyclops nanus (Sars)	+	x	x	x	x	x	x	x		x
Diaicyclops sp.									+	
Mesocyclops leuckarti (Claus)		x	+			+				+
Thermocyclops oithonoides (Sars)	+									
antall vannlopper 1996-2002	22	20	30	17	28	16	25	19	11	13
antall hoppekreps 1996-2002	11	12	12	8	13	11	12	10	8	9
antall krepsdyr totalt 1996-2002	33	32	42	25	42	27	37	29	19	22
antall krepsdyr i 2002	25	24	27	14	33	17	23	20	13	13

*Andre undersøkelser: I-1: Eie 1982, Dervo and Halvorsen 1989, Halvorsen and Papinska 1997, Halvorsen pers. medd.; IV-3: Walseng et al. 2001.

Tabell F2. Planktoniske og litorale krepsdyr. Artsliste for ti Gruppe 2-sjøer (overvåkes årlig), x: 2002 og tidligere, +: ikke i 2002, men tidligere, o: kun i 2002. M: registrert kun i mageprøver fra fisk. Registreringer i forbindelse med andre undersøkelser er angitt med siste registreringsår.

Lokalitet	I-5 Stortj	II-2 Bredtj	II-12* Langtj	III-1* Rondv	III-5* Heddersv	IV-9* Sognev	V-8 Lomstj	VII-6 Svartetj	IX-5 Kaperv	X-5 Dalv
Cladocera										
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T		+	x			x	+	x		
Latona setifera (O.F.M.)			+			+		+		
Sida crystallina (O.F.M.)	x		x		1978	x	x	x	x	+
Holopedium gibberum Zaddach	x		x		x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	+	x			+	x	x	o		
Daphnia longiremis Sars										x
Daphnia longispina (O.F.M.)			x			x	x			
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	o	x	x			x				
Simocephalus vetula (O.F.M.)						x				
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)		x	x			x		+	x	
Drepanothrix dentata (Eurén)					+					+
Iliocryptus sordidus (Liév.)	+	o	+							
Lathonura rectirostris (O.F.M.)							+			
Ophryoxus gracilis Sars	x		+			x	x		x	x
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)			x			x	o	x		+
Acroperus harpae (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)	x	+	x		+	x	x	x	x	x
Alona guttata Sars	x	x	x			x	x	+		+
Alona intermedia Sars						x	x			
Alona rustica Scott	+	x	x		+	x	x	+	x	x
Alonella excisa (Fischer)	+	x	x		x	x	x	+	x	+
Alonella exigua (Fischer)						x				
Alonella nana (Baird)	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	+	x	x
Anchistropus emarginatus Sars						x				
Camptocercus rectirostris Schoedler			o			x	+			
Chydorus gibbus Lilljeborg					+				+	
Chydorus latus Sars		+		+	x	x	x	+		
Chydorus piger Sars			+			+	+		+	
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x	+	x	x
Eurycerus lamellatus (A.F.M.)	x	+	x		x	x	x		x	+
Graptoleberis testudinaria (Sars)		+	+			x	x			
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	x	+	x			x	x			
Pseudochydorus globosus (Baird)	o					x	+			
Rhynchotalona falcata Sars	x	+	+		+	x	+			x
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x		+	x	x	+	x	x
Bythotrephes longimanus Leydig	x	+				(M)			x	+
Leptodora kindti Focke		+								
Copepoda										
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)			x							
Eudiptomus gracilis Sars		x				x	x			
Eudiptomus graciloides (Lillj.)										x
Mixodiptomus laciniatus (Lillj.)								+	+	
Heterocope appendiculata Sars										1993
Heterocope saliens (Lillj.)	x		x			x	x	x		
Calanoida indet.				+						
Macrocyclus albidus (Jur.)	x	x	x		+	x	x	x		+
Macrocyclus fuscus (Jur.)	+	x	+			x	x			
Eucyclus denticulatus (A.Graet.)						x	+			+
Eucyclus macruroides (Lillj.)										+
Eucyclus macrurus (Sars)						x				
Eucyclus serrulatus (Fisch.)	x	+	+	x	x	x	x	+	+	x
Eucyclus speratus (Lillj.)			+			x	x			o
Paracyclus affinis Sars		x				o	+	+		
Paracyclus fimbriatus (Fisch.)							+			
Cyclops abyssorum				x			+			
Cyclops scutifer Sars	x	o	x		x	x	x	x	x	x
Megacyclus gigas (Claus)		+			x	+	+		x	+
Megacyclus viridis (Jur.)		o			1978		o		+	
Megacycl. sp			+		+				+	
Acanthocyclops capillatus Sars	x		x				o		o	+
Acanthocyclops robustus Sars	x	x	x		x		x		+	+
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)	+	+	x	o	x				x	x
Acanthocyclops sp.			+							
Diacyclops bicuspidatus (Sars)							+			
Diacyclops languidus (Sars)		+								
Diacyclops nanus (Sars)	+	x	+	x		x	x	+	x	+
Diacyclops sp.					+					
Mesocyclops leuckarti (Claus)			x			x	o	+		1993
antall vannlopper 1996-2002	21	22	26	5	16	32	27	18	17	19
antall hoppekreps 1996-2002	9	12	13	5	7	13	18	8	9	12
antall krepsdyr totalt 1996-2002	30	34	39	10	23	45	45	26	26	31
antall krepsdyr i 2002	23	21	28	8	14	42	33	12	20	17

* Andre undersøkelser: II-12 (1977): Hobæk and Raddum 1980); III-1 (1940-tallet, 1986): Strøm 1944), Schartau 1987); III-5 (1978): Spikkeland 1980b); IV-9 (1989): Walseng 1990); X-5 (1990, 1993, 1995-96): Nøst et al. 1997).

Tabell F3. Planktoniske og litorale krepsdyr. Artsliste for ti innsjøer i Region I (Østlandet-Nord) og Region II (Østlandet Sør) som overvåkes hvert 4. år. x: 2002 og tidligere, +: ikke i 2002, men tidligere, o: kun i 2002. M: registrert kun i magesprøver fra fisk.

Lokalitet	I-3	I-10	II-1	II-3	II-4	II-5*	II-6	II-7	II-9	II-11
	Måsabutj	Fjellv	Tveterv	Ravnsj	St Lysern	Langv	Storbør	Holmsj	St Øyv	N Furuv
Cladocera										
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T							x	+	x	x
Latona setifera (O.F.M.)		+			+	+	x			o
Sida crystallina (O.F.M.)	x	x	o		x	x	x	x	o	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x		x		x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		o		x		+	+		x	x
Ceriodaphnia reticulata (Jur.)								o		
Daphnia longiremis Sars							x	x		
Daphnia longispina (O.F.M.)	x					+				o
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		o	x	x	x	x	x	x	x	x
Simocephalus expinosus (Koch)			o							
Simocephalus serrulatus (Koch)			o							
Simocephalus vetula (O.F.M.)						+				
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)		o	x	x	x	x	o	o	o	x
Ilyocryptus acutifrons Sars						o				
Ilyocryptus sordidus (Liév.)						+				
Lathonura rectirostris (O.F.M.)					o					
Ophryoxus gracilis Sars			o		x	x	x	x	+	o
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)	+	o	x		x	x	x		x	
Acroperus harpae (Baird)	o	x	x	x	x	x	x	o	x	x
Alona affinis (Leydig)	+	x	x	x	x	x	x	x	x	o
Alona guttata Sars	o	o	o	x	x	x	o	x	o	o
Alona intermedia Sars			o		o				o	
Alona karelica Stenroos	o					o			o	
Alona rectangula Sars				o		+				
Alona rustica Scott	o	x	o	o	x	x	x	o	o	x
Alonella excisa (Fischer)		x	x	x	x	x	o	o	x	x
Alonella exigua (Fischer)					o	+				
Alonella nana (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	o	x	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler						o				
Chydorus gibbus Lilljeborg						+				
Chydorus latus Sars						+			+	+
Chydorus piger Sars			o	x		+	o			
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	+	o	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x	o	x	x	x	x	x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Sars)					x		o		o	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)				o		+	x		x	x
Pseudochydorus globosus (Baird)							x			
Rhynchotalona falcata Sars	o	x	x	x	x	x	x		o	
Polyphemus pediculus (Leuck.)		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bythotrephes longimanus Leydig	(M)		+	x	x	x	o	o		o
Leptodora kindti Focke			o		(M)	x	x	x		
Copepoda										
Eudiaptomus gracilis Sars			x		x	+	x		x	x
Mixodiaptomus laciniatus (Lillj.)		x								
Heterocope appendiculata Sars					x	x	x	x		
Heterocope saliens (Lillj.)	x	x		o		+				x
Macrocyclops albidus (Jur.)		o	x	x	x	x	x	x	x	x
Macrocyclops fuscus (Jur.)	x	x	x	x	x	+	o	+	o	+
Eucyclops denticulatus (A.Graet.)									o	
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	+	x	x	x	x	x	x	x	x
Eucyclops speratus (Lillj.)						o	x			
Paracyclops affinis Sars	o			x	x	x	o		o	
Paracyclops fimbriatus (Fisch.)									o	
Cyclops scutifer Sars	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)			x			+	+			
Megacyclops viridis (Jur.)				o					o	
Acanthocyclops capillatus Sars	x	o				x	x	x		o
Acanthocyclops robustus Sars		+	o		x	+	o	x		
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)		o				o		o		
Acanthocyclops sp.							+			
Diacyclops bicuspidatus (Sars)					+					
Diacyclops nanus (Sars)		o		o	o	+			o	+
Mesocyclops leuckarti (Claus)					x	+	x		x	
Thermocyclops oithonoides (Sars)						+	x			
antall vannlopper 1998/2002	15	19	23	19	23	34	28	21	25	23
antall hoppekreps 1998/2002	6	10	6	8	11	16	14	8	11	8
antall krepsdyr totalt 1998/2002	21	29	29	27	34	50	42	29	36	31
antall krepsdyr i 2002	19	26	28	26	32	31	39	27	34	28

* Artslisten for lok. II-5 er basert på overvåking i perioden 1996-99 samt 2002.

Tabell F4. Planktoniske og litorale krepsdyr. Artsliste for ti innsjøer i Region VIII (Midt-Norge) som overvåkes hvert 4. år. x: 2001 og tidligere, +: ikke i 2001 men tidligere, o: kun i 2001. Registreringer i forbindelse med andre undersøkelser er angitt med siste registreringsår.

Lokalitet	VIII-2* Mjogsj	VIII-3 Lundalsv	VIII-4 Blæjev	VIII-5 Ø Neådalsv	VIII-7 Skjeriv	VIII-10 V Sipmek	VIII-11 Skardv	VIII-12* Songsj	VIII-13 St Fiskåv
Cladocera									
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T								x	
Sida crystallina (O.F.M.)		x			x		x	x	x
Holopedium gibberum Zaddach	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)		x			x			x	
Daphnia galeata Sars								x	
Daphnia longispina (O.F.M.)		x	x				x	x	
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)								x	x
Simocephalus vetula (O.F.M.)								1991-97	
Bosmina longispina Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)					x			1991-97	
Iliocryptus agilis Kurz								1991-97	
Ophryoxus gracilis Sars		x			x		x	x	x
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)								1991-97	
Acroperus harpae (Baird)	x	x			x	x	x	x	x
Alona affinis (Leydig)		x	x	x	x			1991-97	x
Alona guttata Sars		x						x	
Alona intermedia Sars		x			x	x			
Alona karelica Stenroos								x	
Alona rustica Scott		x			x	x		1991-97	
Alonella excisa (Fischer)	x		x	x	x	x		1991-97	
Alonella exigua (Fischer)								x	x
Alonella nana (Baird)	x	x	x	x	x	x	x	1991-97	x
Alonopsis elongata Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Camptocercus rectirostris Schoedler								1991-97	x
Chydorus gibbus Lilljeborg								1991-97	
Chydorus piger Sars							x	1991-97	
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eurycercus lamellatus (A.F.M.)	x	x		x		x	x	x	x
Graptoleberis testudinaria (Sars)								1991-97	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)								x	
Pseudochydorus globosus (Baird)								1991-97	
Rhynchotalona falcata Sars	x				x	x	x		x
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x		x	x		x	x	x
Bythotrephes longimanus Leydig		x			x			x	x
Leptodora kindti (Focke)								1991-97	
Copepoda									
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)								1991-97	
Arctodiptomus laticeps (Sars)		x	x					x	
Mixodiptomus laciniatus (Lillj.)	1993				x	x	x		
Heterocope saliens (Lillj.)		x		x	x		x	x	x
Calanoida indet.									
Macrocyclus albidus (Jur.)		x					x	x	
Macrocyclus fuscus (Jur.)								x	
Eucyclops denticulatus (A.Graet.)								1991-97	
Eucyclops macrurides (Lillj.)		x						x	
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	x	x	x	x	x	x		x	
Eucyclops speratus (Lillj.)								x	
Paracyclops affinis Sars								1991-97	
Cyclops scutifer Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Megacyclops gigas (Claus)	x				x	x		1991-97	
Megacyclops viridis (Jur.)								1991-97	
Acanthocyclops capillatus Sars				x					
Acanthocyclops robustus Sars						x			x
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)	x								
Acanthocyclops sp.								1991-97	
Diacyclops nanus (Sars)						x		1991-97	
Mesocyclops leuckarti (Claus)								1991-97	
antall vannlopper 1996-2001	10	17	8	9	17	11	13	19	16
antall hoppekreps 1996-2001	4	6	3	4	5	6	4	8	3
antall krepsdyr totalt 1996-2001	NY	NY	NY	NY	NY	NY	NY	NY	NY
antall krepsdyr i 2001	14	23	11	13	22	17	17	27	19

* Andre undersøkelser: VIII-2 (1993): Schartau et al. 1995; VIII-12 (1991-97): Ann Kristin Schartau pers.med.

Vedlegg G. Fisk

Tabell G1. Antall yngel (0+) og eldre ($\geq 1+$) aureunger fanget med elektrisk fiskeapparat i 1. 2. og 3. omgang i innløp/utløp og tilløpsbekker til innsjøer i Gaularvassdraget høsten 2002. Avfisket areal er angitt i m².

Innsjø	Areal m ²	Sted	Loknr	Yngel				Eldre			
				1omg	2omg	3omg	Totalt	1omg	2omg	3omg	Totalt
Nystølsvatn	130	Innløp	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0
	115	Utløp	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lonevatn	75	Innløp	2.1	8	6	0	14	0	0	0	0
	75	Utløp	2.2	5	4	1	10	1	0	0	1
	75	Bekk B	2.3	13	2	3	18	1	1	0	2
Holmavatn	50	Innløp	3.1	1	0	0	1	1	1	0	2
	70	Utløp	3.2	3	2	2	7	0	0	0	0
	50	Bekk C	3.3	44	14	7	65	4	0	0	4
Byttevatn	70	Innløp	4.1	1	0	0	1	0	0	0	0
	85	Utløp	4.2	2	4	1	7	4	2	2	8
	50	Bekk A	4.3	1	0	0	1	0	0	0	0
Mjellsvatn	65	Innløp	5.1	1	1	1	3	1	1	0	2
	40	Bekk A	5.3	31	8	2	41	5	0	0	5
	60	Bekk D	5.4	1	1	0	2	1	1	0	2
Myravatn	46	Innløp	6.1	1	0	0	1	3	0	0	3
	100	Utløp	6.2	17	8	5	30	4	2	0	6
	-	Bekk F	6.3	-	-	-	-	-	-	-	-
	45	Bekk G	6.4	8	4	2	14	0	0	0	0
Litlevatn	100	Innløp	7.1	23	8	4	35	7	0	0	7
	60	Utløp	7.2	5	2	0	7	10	2	2	14
	25	Bekk C	7.3	35	15	10	60	1	0	0	1
	-	Bekk D	7.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Fyllingsvatn	72	Innløp	8.1	13	6	0	19	0	0	0	0
	32	Bekk B	8.3	64	14	5	83	1	0	0	1
	-	Bekk C	8.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Viksvatn	52	Innløp	9.1	47	26	17	90	5	0	0	5
Totalt	1542			324	125	60	509	49	10	4	63

Tabell G2. Antall yngel (0+) og omgang i innløp/utløp og tilløpsfangitt i m². *Innløp fra Botnavatn

Innsjø	Areal m2	Sted
Risvatn	60	Innløp
	30	Bekk G
Kambetjern	75	Innløp
	60	Utløp
Botnavatn	20	Utløp
	30	Bekk B
Djupatjern	48	Innløp-B
	45	Innløp-F
Flotavatn	80	Utløp
	17	Bekk A
	50	Bekk B
Krossvatn	72	Innløp
	24	Bekk B
	20	Bekk D
Fjellgardsvatn	60	Innløp
	75	Utløp
	50	Bekk A
	38	Bekk E
	40	Bekk F
Røyrvatn	51	Innløp
	25	Utløp
	30	Bekk 1
	60	Bekk 8
	55	Bekk 10
Totalt	1115	